



Universidade Federal do Rio de Janeiro
Escola Politécnica & Escola de Química
Programa de Engenharia Ambiental

Elisa Maria Mano Esteves

**OTIMIZAÇÃO DO SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA-
BIOENERGIA: APLICAÇÃO DA PROGRAMAÇÃO POR COMPROMISSO**

Rio de Janeiro
2020



Elisa Maria Mano Esteves

**OTIMIZAÇÃO DO SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA-
BIOENERGIA: APLICAÇÃO DA PROGRAMAÇÃO POR COMPROMISSO**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutora em Engenharia Ambiental.

Orientador:
D.Sc. Cláudia do Rosário Vaz Morgado

Rio de Janeiro
2020

Esteves, Elisa Maria Mano.

Otimização do Sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Bioenergia: aplicação da Programação por Compromisso / Elisa Maria Mano Esteves – 2020. 210 f.: il. ; 30 cm.

Tese de Doutorado – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2020.

Orientador: Cláudia do Rosário Vaz Morgado.

1. Sistema de Integração Lavoura-Pecuária (SILP). 2. Agroenergia. 3. Ciclo de Vida. 4. Biocombustíveis. 5. Emissões de gases de efeito estufa (GEE). 6. Balanço energético

I. Morgado, Cláudia. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Título. Otimização do Sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Bioenergia: Aplicação da Programação por Compromisso.



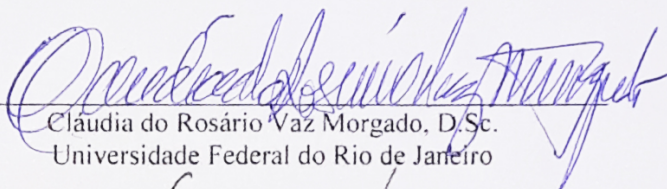
**OTIMIZAÇÃO DO SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA-
BIOENERGIA: APLICAÇÃO DA PROGRAMAÇÃO POR COMPROMISSO**

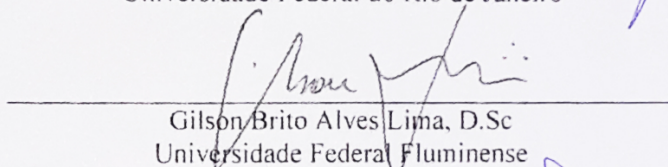
Elisa Maria Mano Esteves

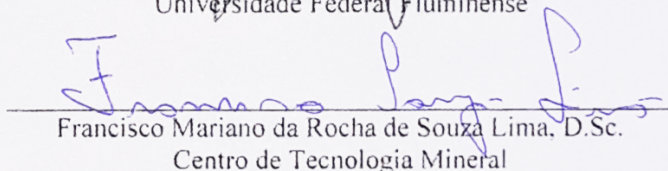
Orientador: D.Sc. Cláudia do Rosário Vaz Morgado

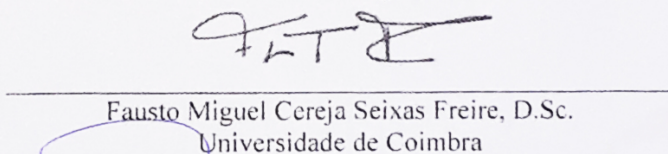
Tese de doutorado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutora em Engenharia Ambiental.

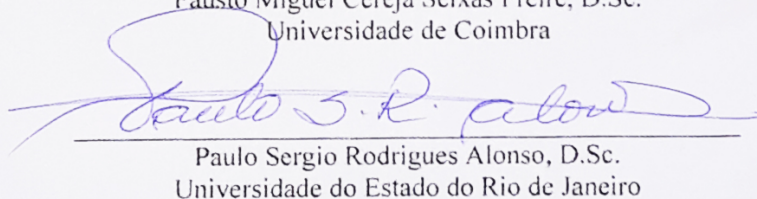
Aprovada pela banca:

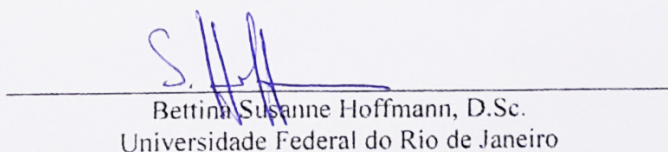

Cláudia do Rosário Vaz Morgado, D.Sc.
Universidade Federal do Rio de Janeiro


Gilson Brito Alves Lima, D.Sc.
Universidade Federal Fluminense


Francisco Mariano da Rocha de Souza Lima, D.Sc.
Centro de Tecnologia Mineral


Fausto Miguel Cereja Seixas Freire, D.Sc.
Universidade de Coimbra


Paulo Sergio Rodrigues Alonso, D.Sc.
Universidade do Estado do Rio de Janeiro


Bettina Susanne Hoffmann, D.Sc.
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro
2020

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por todo sustento dado durante esta caminhada.

Aos meus pais, por todo apoio, amor e incentivo dado durante toda a minha vida, e por serem meus grandes exemplos e inspiração de excelentes profissionais e de professores dedicados.

Ao meu marido, pelo apoio, carinho e paciência que tem dedicado, estando sempre ao meu lado.

À minha irmã, por ser sempre sinal de alegria em minha vida, demonstrando que a felicidade está nas coisas mais simples.

À minha orientadora Cláudia por ter acreditado no meu potencial e pelas oportunidades oferecidas.

Aos meus amigos, em especial ao amigo George Victor pela paciência, disponibilidade e ajuda na reta final da Tese, e à amiga Ana Maria pela bela parceria desenvolvida.

RESUMO

A biomassa é a fonte de energia renovável com maior potencial para suprir as necessidades energéticas dos países desenvolvidos e em desenvolvimento. No entanto, cultivos agrícolas dedicados à produção de energia são alvos de críticas relacionadas à pressão sobre os biomas naturais e competição direta com a alimentação animal e humana. Os sistemas de integração lavoura-pecuária (SILP) podem desempenhar um papel importante nesse sentido, uma vez que combinam pecuária e agricultura, otimizando o uso da terra e dos insumos, diversificando a produção, e com potencial de reduzir emissões de gases de efeito estufa (GEE). O objetivo deste trabalho é desenvolver um método para avaliação da sustentabilidade da agroenergia brasileira para propor arranjos produtivos otimizados, minimizando as emissões de GEE e maximizando o balanço energético. O método desenvolvido foi aplicado na microrregião de Dourados, Brasil, onde o SILP inclui o cultivo de soja / milho e a criação de animais. Um modelo de otimização não linear multiobjetivo foi desenvolvido e resolvido usando diferentes métodos de programação (soma ponderada e programação por compromisso), e abordagens de repartição (alocação de subprodutos e expansão do sistema). Dentre os métodos de programação apresentados, o método programação por compromisso demonstrou-se adequado, visto que dispersou a distribuição dos resultados permitindo a localização do ponto ótimo para a função multiobjetivo sob análise. Utilizando-se a abordagem de alocação, a repartição de áreas foi de 48% para agricultura, 10% para pecuária a pasto e 42% para pecuária em confinamento. Por sua vez, a abordagem de expansão do sistema apresentou uma composição de áreas de 10% para a atividade agrícola, 47% para a pecuária a pasto e 43% para a pecuária intensiva. Em ambas as abordagens as produtividades agrícolas e taxas de lotação animal ficaram próximas aos limites máximos regionais estabelecidos. As abordagens apresentaram resultados muito próximos entre si, em função da quantidade de subprodutos gerados pelas cadeias produtivas agrícolas, ser insuficiente para a demanda alimentar dos animais em confinamento. Além disso, as bioenergias produzidas por atividade pastoril em confinamento são responsáveis por mais de 98% do total das emissões e do balanço energético, em função da alta taxa de lotação animal e da grande quantidade de dejetos gerados por animal dia. A metodologia proposta, quando aplicada, mostra a importância do uso adequado da terra pelas atividades agropastoris para fins energéticos e orienta a tomada de decisões para implementar políticas públicas que maximizem o balanço energético e minimizem as emissões de GEE do setor agroenergético.

Palavras-chave: Sistema de Integração Lavoura-Pecuária (SILP), Agroenergia, Ciclo de Vida, Biocombustíveis, Emissões de gases de efeito estufa (GEE), Balanço energético.

ABSTRACT

Biomass is the renewable energy source with the greatest potential to meet energy needs of developed and developing countries. However, agricultural crops dedicated to energy production are subject to criticism related to the pressure on natural biomes and direct competition with animal and human food. Integrated crop livestock systems can play an important role in this regard, since they combine livestock and agriculture, optimizing land use and inputs, diversifying production, and with the potential to reduce greenhouse gas emissions (GHG). The aim of this work is to develop a method for assessing the sustainability of Brazilian agroenergy to propose optimized productive arrangements, minimizing GHG emissions and maximizing energy balance. The developed method was applied in the microregion of Dourados, Brazil, where SILP includes soybean / maize cultivation and animal husbandry. A multiobjective nonlinear optimization model was developed and solved using different programming methods (weighted sum and commitment programming), and apportionment approaches (by-product allocation and system expansion). Among the programming methods presented, the compromise programming method proved to be adequate, since it dispersed the distribution of results allowing the location of the optimal point for the multiobjective function under analysis. Using the allocation approach, the area distribution was 48% for agriculture, 10% for pasture and 42% for feedlot. In turn, the system expansion approach presented an area composition of 10% for agricultural activity, 47% for pasture livestock and 43% for intensive livestock. In both approaches agricultural productivity and stocking rates were close to the maximum limits established. The approaches presented results very close to each other, because the amount of byproducts generated by the agricultural productive chains, is insufficient for the feed demand of the confined animals. In addition, bioenergies produced by pastoral activity in confinement account for more than 98% of total emissions and energy balance, due to the high stocking rate and the large amount of animal waste generated per day. The proposed methodology, when applied, shows the importance of appropriate land use by agropastoral activities for energy purposes, and guides decision-making to implement public policies that maximize energy balance and minimize GHG emissions from the agroenergy sector.

Keywords: Integrated Crop-livestock system, agroenergy, Life Cycle, Biofuels, Greenhouse gas emissions (GHG), energy balance.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
1.1. OBJETIVO GERAL	17
1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
1.3. ESTRUTURA DO TRABALHO.....	17
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
2.1. INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA.....	19
2.2. BIOCOMBUSTÍVEIS	25
2.2.1. Biogás.....	27
2.2.2. Biodiesel	32
2.2.3. Bioetanol.....	36
2.2.4. Matérias-primas de biocombustíveis adequadas para serem produzidas em SILP	39
2.3. ESTUDOS ENERGÉTICO-AMBIENTAIS DE FONTES DE BIOENERGIA	47
2.4. AVALIAÇÃO ENERGÉTICA	52
2.5. AVALIAÇÃO AMBIENTAL.....	57
2.6. PROGRAMAÇÃO MULTIOBJETIVO EM SISTEMAS AMBIENTAIS.....	59
2.6.1. Método da soma ponderada	64
2.6.2. Programação por compromisso.....	67
2.6.3. Programação por metas.....	69
2.6.4. ϵ -restrito.....	70
3. METODOLOGIA.....	72
3.1. FORMULAÇÃO MATEMÁTICA	73
3.1.1. Funções Objetivo	73
3.1.2. Variáveis de decisão.....	75
3.1.3. Restrições.....	75
3.1.4. Métodos de solução.....	76
4. OTIMIZAÇÃO DO SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA- BIOENERGIA NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO.....	77
4.1. CARACTERIZAÇÃO DAS ATIVIDADES PASTORIS.....	78
4.1.1. Sistema de confinamento e manejo de dejetos	79
4.1.2. Método para calcular emissões de GEE devido à fermentação entérica	81
4.1.3. Método para calcular emissões de GEE devido ao manejo de esterco.....	83
4.2. CARACTERIZAÇÃO DAS ATIVIDADES AGRÍCOLAS.....	87
4.3. CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA	88
4.4. VALORES PADRÃO	90
4.4.1. Método para estimar os valores padrão de emissões de GEE ($Fe(k)$)	90
4.4.2. Método para estimar os valores padrão de coeficiente de energia ($Ce(k)$)....	92
4.5. REPARTIÇÃO DE IMPACTOS.....	93
4.5.1. Alocação dos subprodutos.....	95
4.5.2. Expansão do sistema.....	96
4.6. BIODIESEL DE SOJA.....	98
4.6.1. Alocação	98
4.6.2. Inventário e Resultados	100
4.7. BIOETANOL DE MILHO	104
4.7.1. Alocação.....	104
4.7.2. Inventário e Resultados	105

4.8.	BIOGÁS DE ESTERCO BOVINO	109
4.8.1.	Alocação	110
4.8.2.	Inventário e Resultados	111
4.9.	BIODIESEL DE SEBO	115
4.9.1.	Alocação	116
4.9.2.	Inventário e Resultados	118
5.	ANÁLISE COMBINATÓRIA E DISCUSSÃO DE RESULTADOS	123
5.1.	RESTRIÇÕES ESPECÍFICAS	123
5.2.	MODELAGEM: OTIMIZAÇÃO	124
5.2.1.	Abordagem Mono-objetivo	126
5.2.2.	Abordagem Multiobjetivo.....	138
6.	CONCLUSÕES.....	152
7.	PROPOSTAS PARA TRABALHOS FUTUROS.....	155
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	156
	ANEXOS.....	179

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Evolução áreas de soja e milho segunda safra	20
Figura 2 – Diferentes usos do solo realizados na Fazenda Santa Brígida, Ipameri – GO.	24
Figura 3 - Matriz de capacidade instalada de geração de energia elétrica em junho de 2018. 26	
Figura 4 - Evolução do número de plantas instaladas de biogás e capacidade elétrica instalada na Europa.	30
Figura 5 - Fluxograma do processo de produção do biodiesel	32
Figura 6 - Capacidade autorizada, demanda compulsória e produção anual de biodiesel no Brasil entre 2007 e 2016.	34
Figura 7 - Etapas de produção de bioetanol de acordo com a matéria-prima.	36
Figura 8 - Evolução da produção mundial de bioetanol	38
Figura 9 - Evolução da produção de biodiesel no Brasil por diferentes matérias-primas.	39
Figura 10 - Evolução da produção, exportação e processamento dos grãos de soja.	40
Figura 11 - Evolução das áreas de plantação de milho (1ª safra), milho (2ª safra) e cana-de-açúcar.	41
Figura 12 - Evolução do rebanho bovino no Brasil.	43
Figura 13 - Evolução do rebanho bovino, por região, no Brasil.	44
Figura 14 – Evolução da área de pastagem no Brasil e produtividade.	44
Figura 15 - Participação de energias renováveis modernas no total do consumo final de energia por setor, 2017-23.	53
Figura 16 - Categorização de métodos de decisão multicritério.	60
Figura 17 – Fronteira de Pareto limitando as soluções.	63
Figura 18 – Fronteira de pareto com curvatura convexa (a) e não convexa (b).	66
Figura 19 – Esquema do ponto nadir e ponto ideal.	67
Figura 20 – Fronteira de Pareto em casos de região possível não convexa: a) Método de soma ponderada; b) método de programação por compromisso.	68
Figura 21 – Função de preferência da programação por metas.	70
Figura 22 – Fronteira inferior de Λ não convexa.	71
Figura 23 - Aplicação do método ϵ -restrito.	71
Figura 24 – Fluxograma genérico da produção de bioenergias, a partir de sistemas de agropastoril	72
Figura 25 – Fluxograma dos processos de produção de Agroenergia, a partir de sistemas de integração Lavoura-Pecuária aplicado ao centro-oeste brasileiro.	77
Figura 26 – Confinamento <i>Tie Stall</i>	79
Figura 27 – Sistema <i>Loose housing</i>	80
Figura 28 - Confinamento animal sobre piso ripado.	81
Figura 29 – Esquema do Sistema de Integração Lavoura-Pecuária realizado na fazenda 1.	89
Figura 30 – Esquema do Sistema de Integração Lavoura-Pecuária realizado na fazenda 2.	89
Figura 31 - Esquema do Sistema de Integração Lavoura-Pecuária realizado na fazenda 3.	90
Figura 32 – Diagrama das alocações do biodiesel de óleo de soja.	99
Figura 33 - Diagrama das alocações do bioetanol de milho.	105
Figura 34 - Diagrama das alocações do biogás.....	111
Figura 35 - Diagrama das alocações do biodiesel de óleo de sebo bovino obtido a partir de pecuária em confinamento.	117
Figura 36 - Diagrama das alocações do biodiesel de óleo de sebo bovino obtido a partir de pecuária a pasto.	117
Figura 37 - Minimização da função mono-objetivo das emissões de Gases de Efeito Estufa na abordagem de alocação	127

Figura 38 - Maximização da função mono-objetivo de balanço energético na abordagem de alocação.....	129
Figura 39 - Minimização da função mono-objetivo das emissões de Gases de Efeito Estufa na abordagem de expansão do sistema	134
Figura 40 - Maximização da função mono-objetivo de balanço energético na abordagem de expansão do sistema.....	136
Figura 41 – Otimização multiobjetivo usando-se a abordagem de alocação com método de soma ponderada para diferentes pesos.....	141
Figura 42 - Otimização multiobjetivo usando-se a abordagem de alocação com método de programação por compromisso para diferentes pesos.	143
Figura 43 – Comportamento das variáveis de decisão “área” na otimização multiobjetivo com diferentes pesos atribuídos às funções objetivo usando-se a abordagem de alocação.....	144
Figura 44 - Otimização multiobjetivo usando-se a abordagem de expansão do sistema, com método de soma ponderada para diferentes pesos.	147
Figura 45 - Otimização multiobjetivo usando-se a abordagem de expansão do sistema com método de programação por compromisso para diferentes pesos.	148
Figura 46 - Comportamento das variáveis de decisão “área” na otimização multiobjetivo com diferentes pesos atribuídos às funções objetivo usando-se a abordagem de expansão do sistema.....	149

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Comparativo da produtividade, custo, receita bruta e líquida entre SILP e pastagem degradada.	22
Tabela 2 - Produtividade, taxa de conversão e produtividade do etanol	42
Tabela 3- Caracterização comparativa dos esterco suíno e bovino.....	46
Tabela 4- Artigos que abordam avaliação ambiental e energética de diferentes fontes de bioenergia.....	48
Tabela 5 - Funções de minimização da caixa de ferramentas de otimização do software MATLAB®	62
Tabela 6 – Diferenciação dos métodos determinístico e estocástico	64
Tabela 7 - Fatores de alocação da etapa de extração do óleo de soja	99
Tabela 8 - Fatores de alocação da etapa de transesterificação	99
Tabela 9 – Inventário da etapa agrícola de produção de grãos de soja.....	100
Tabela 10 – Inventário da etapa de extração dos grãos de soja	101
Tabela 11 – Inventário da etapa de transesterificação do óleo de soja/ sebo bovino.....	102
Tabela 12 – Emissões de GEE e balanço energético final da cadeia produtiva do biodiesel de óleo de soja	103
Tabela 13 - Fatores de alocação da etapa de fermentação do milho.....	105
Tabela 14 - Inventário da etapa agrícola de produção de grãos de milho.....	106
Tabela 15 – Inventário de produção de etanol de milho.....	107
Tabela 16 - Emissões de GEE e balanço energético final da cadeia produtiva do bioetanol de milho	108
Tabela 17 – Esterco gerado no período de confinamento e número de animais necessários para produzir 1m ³ de biogás.....	110
Tabela 18 – Fatores de alocação da etapa de terminação animal	110
Tabela 19 – Fatores de alocação da etapa de digestão anaeróbia	111
Tabela 20 – Composição da ração fornecida aos animais em confinamento	112
Tabela 21 – Insumos necessários durante a fase de engorda	112
Tabela 22 – Inventário da etapa de produção de biogás a partir da Digestão Anaeróbia	114
Tabela 23 – Emissões de GEE e balanço energético final da cadeia produtiva do biogás de esterco	114
Tabela 24 - Fatores de alocação da etapa de abate e extração do sebo bovino.....	116
Tabela 25 – Fatores de alocação para o processo de geração de biodiesel de sebo a partir de animais confinados e animais a pasto.	118
Tabela 26 – Informações gerais do processo de engorda animal (terminação)	118
Tabela 27 – Fatores utilizados nos cálculos das emissões da fermentação entérica.....	119
Tabela 28 - Fatores utilizados nos cálculos das emissões do manejo de dejetos.....	119
Tabela 29 – Inventário do abatedouro e graxaria.....	121
Tabela 30 – Emissões de GEE e balanço energético final da cadeia produtiva do biodiesel de sebo bovino	122
Tabela 31 – Variáveis de decisão do problema de otimização.	125
Tabela 32 – Minimização da função mono-objetivo das emissões de Gases de Efeito Estufa na abordagem de alocação	127

Tabela 33 - Maximização da função mono-objetivo de balanço energético na abordagem de alocação.....	129
Tabela 34 – Emissões de GEE por metro cúbico de biodiesel de sebo bovino obtido a partir de animais confinados.....	133
Tabela 35 – Minimização da função mono-objetivo das emissões de Gases de Efeito Estufa na abordagem de expansão do sistema	133
Tabela 36 – Gasto e balanço energético por metro cúbico de biodiesel de sebo bovino obtido a partir de animais confinados.	135
Tabela 37 - Maximização da função mono-objetivo de balanço energético na abordagem de expansão do sistema.....	135
Tabela 38 – Análise comparativa das abordagens aplicadas às otimizações mono-objetivo	137
Tabela 39 – Maximização da função mono-objetivo de emissões de GEE na abordagem de alocação.....	139
Tabela 40 – Minimização da função mono-objetivo de balanço energético na abordagem de alocação.....	139
Tabela 41 - Maximização da função mono-objetivo de emissões de GEE na abordagem de expansão do sistema.....	145
Tabela 42 - Minimização da função mono-objetivo de balanço energético na abordagem de expansão do sistema.....	145
Tabela 43 - Análise comparativa das abordagens aplicadas à otimização multiobjetivo	151

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV – Análise de Ciclo de Vida
ABIOVE - Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
AICV – Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis.
BC – Biocombustível
BD – Biodiesel
BDos – Biodiesel de óleo de soja
BDsb – Biodiesel de sebo bovino
BE - Bioetanol
BG - Biogás
CO₂ – dióxido de carbono
CH₄ – metano
CHP - *Combined heat and power* (produção combinada de energia elétrica e calor)
CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
DDGS – *Dried distillers grains with solubles* (Grãos de Destilaria Secos com Solúveis).
EPA - *Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental).
FER - *Fossil energy ratio* (Razão de energia fóssil)
GEE – Gases de Efeito Estufa
GWP – *Global Warming Potential* (Potencial de Aquecimento Global)
ICV – Inventário de Ciclo de Vida
IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change* (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas)
ISO – *International Organization for Standardization* (Organização Internacional para Padronização)
K₂O – Óxido de Potássio
lb – Lower bound (limite inferior)
MAUT - *Multi attributive utility theory* (teoria da utilidade multiatributo)
MCDM - *Multi-Criteria Decision methods* (Métodos de decisão multicritério)
MOMP - *Multi objective mathematical programming* (Programação matemática multiobjetivo)
MS – Mato Grosso do Sul
MUT – Mudança no Uso da Terra (*Land Use Change* (LUC))
NER - *Net energy ratio* (Razão de energia líquida)
N₂O – Óxido nitroso
P₂O₅ – Pentóxido de fósforo
PCI – Poder calorífico inferior
PCS – Poder calorífico superior
PNPB – Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel
RED - *Renewable energy directive* (Diretiva de Energia Renovável)
SILP – Sistema de Integração Lavoura-Pecuária
ub - Upper bound (limite superior)
UNFCCC - *United Nations Framework Convention on Climate Change* (Convenção Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima)
USDA - *United States Department Of Agriculture* (Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América)

1. INTRODUÇÃO

A biomassa é a fonte de energia renovável com maior potencial para suprir as necessidades energéticas dos países desenvolvidos e em desenvolvimento de todo o mundo (LIN et al., 2014).

Entre as formas de transformação da biomassa em energia, destacam-se os biocombustíveis, que vêm sendo amplamente utilizados por: a) se tratarem de combustíveis renováveis; b) poderem ser extraídos da biomassa; c) possuírem balanço de carbono neutro; d) sua produção poder ser usada como uma estratégia para o desenvolvimento rural (GERMAN et al., 2011; GAURAV et al., 2017).

No entanto, cultivos agrícolas dedicados à produção de energia são alvos de críticas relacionadas à pressão sobre os biomas naturais (HAUSMAN, 2012). Além disso, por ser a principal fonte de alimentação humana e animal, a biomassa requer estudos detalhados a fim de garantir ao mesmo tempo o crescimento da oferta de energia e do suprimento de alimentos para os mercados emergentes, considerando a sua utilização sustentável (UNFCCC, 1994).

No Brasil, a grande expansão das fronteiras agropastoris sobre os biomas cerrado e amazônico vêm causando grande repercussão pública, pelos impactos associados às mudanças do uso da terra (MUT). O estudo realizado por Esteves et al. (2016) apresentou uma realidade de avanço, nas últimas duas décadas, de áreas agrícolas sobre pastagens no Centro-Oeste brasileiro. Entretanto, a produção de carne cresceu neste mesmo período, indicando que arranjos produtivos integrados é uma estratégia atraente para aumentar a produção de grãos sem sacrificar a produção pecuária.

Os Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária (SILP) aperfeiçoam a utilização da área para o plantio de duas safras anuais, normalmente soja no verão e milho no inverno (milho safrinha) em rotação ou sucessão com áreas para pastejo de bovinos (ESTEVES et al., 2018). O milho safrinha, por sua vez, é plantado em consórcio com forrageiras. Este consórcio usualmente favorece o rendimento da próxima safra de soja, pela melhoria da cobertura do solo para o plantio direto, além de, em alguns casos, permitir o pastejo da área por curtos períodos entre a colheita do milho e plantio da soja. Esta dinâmica de uso do solo traz grandes vantagens em relação a cultivos tradicionais, pois os impactos ambientais e gasto de energia de insumos agrícolas, como diesel, pesticidas, fertilizantes, etc., são compartilhados por todos os produtos obtidos no sistema.

Assim, os efeitos das rotações e sucessões que ocorrem nos SILP, sobre a lavoura e pecuária, se refletem direta e beneficamente nos impactos ambientais atribuídos à cadeia de

biocombustíveis, particularmente emissões de gases de efeito estufa (GEE), a principal categoria de avaliação de impacto global de atividades humanas (CHOUINARD-DUSSAULT et al., 2011), e no balanço energético, onde os gastos devem ser subtraídos do poder calorífico dos biocombustíveis em estudo.

A intensificação agropastoril, com aumento da produtividade usando menos áreas, aliado ao desenvolvimento de matérias-primas que possam utilizar terras marginais, e a utilização de processos de recuperação de áreas degradadas, reduzem a pressão pela abertura de novas áreas de vegetação nativa para cultivo (GERMAN et al., 2011).

A avaliação energético-ambiental de Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária representa um desafio adicional em sua realização, uma vez que incluem diversos sistemas produtivos, usualmente três ou mais. Existem também variações entre os sistemas integrados, especialmente com relação à intensidade de uso de insumos e métodos de manejo, como forma de pastejo, uso de suplementação. Essa variabilidade resulta em diferentes efeitos sobre o rendimento da lavoura de sucessão e dos demais produtos do sistema (MACARI et al., 2011).

Figueiredo et al. (2017) avaliaram as emissões de GEE e a pegada de carbono de bovinos de corte em diferentes sistemas de manejo de pastagens. Lemaire et al. (2014) estudaram estratégias para obter melhor qualidade ambiental na produção agrícola considerando o SILP. Sá et al. (2013) realizaram um balanço energético da produção de grãos, carne e biocombustíveis comparando sistemas especializados e mistos de integração.

Diversos estudos foram conduzidos com o objetivo de conhecer a eficiência ambiental e energética de diferentes fontes de bioenergia. Macedo et al. (2008) calcularam o balanço energético e emissões de GHG da produção de etanol anidro no centro-sul do Brasil. Liska et al. (2009) avaliaram a eficiência energética e as emissões de gases de efeito estufa no ciclo de vida do etanol de milho nos EUA. De Vries et al. (2010) avaliaram a eficiência do uso de recursos e desempenho ambiental de culturas de biocombustíveis de primeira geração. Borjesson e Tufvesson (2011) analisaram a eficiência de recursos e desempenho ambiental de biocombustíveis a partir de cultivos agrícolas. Silalertruksa e Gheewala (2012) avaliaram a eficiência energética e o impacto ambiental dos sistemas de produção de biodiesel de palma na Tailândia. Cai et al (2013) estudaram o desempenho ambiental e energético de diferentes sistemas de produção de bioetanol de sorgo nos EUA. Guerra et al. (2014) avaliaram desempenhos ambiental e energético de diferentes cenários de co-geração de etanol a partir de cana-de-açúcar. Nogueira et al (2014) estudaram o desempenho ambiental e

termodinâmico da integração de processos de etanol de cana e milho, com enfoque nas alternativas de combustíveis utilizados na etapa de cogeração de energia. Brondani et al. (2015) utilizaram as metodologias de ACV e de eficiência energética para avaliar a produção de biodiesel de soja no Rio Grande do Sul, Brasil.

É importante destacar que nenhum dos artigos encontrados na literatura aborda sobre a otimização ambiental e energética de diferentes fontes de bioenergias geradas a partir de sistemas de integração lavoura-pecuária.

1.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo deste trabalho é desenvolver uma metodologia de otimização de sistemas de integração lavoura-pecuária-bioenergia (SILP-Bioenergia), em áreas previamente ocupadas por atividade antrópica, visando à avaliação ambiental do setor agroenergético em duas esferas: emissões de GEE e balanço energético.

1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar o inventário das cadeias produtivas de biodiesel a partir de soja e sebo animal, biogás a partir de esterco animal e bioetanol a partir de milho;
- Analisar as emissões de gases de efeito estufa (GEE) das cadeias produtivas de biodiesel, biogás e bioetanol;
- Analisar o balanço energético das bioenergias em estudo (biodiesel, biogás e bioetanol);
- Modelar cenários, usando-se ferramenta matemática, a fim de obter o cenário ótimo de SILP, que maximize o balanço energético e minimize as emissões de GEE.
- Comparar diferentes abordagens de aproveitamento dos produtos obtidos nas cadeias produtivas: alocação dos subprodutos; expansão do sistema para o aproveitamento de subprodutos na própria cadeia produtiva.
- Avaliar diferentes métodos de otimização multiobjetivo para averiguar qual apresenta resultados mais adequados.

1.3. ESTRUTURA DO TRABALHO

A tese está estruturada em sete capítulos. O primeiro capítulo consiste na introdução, contextualização, justificativa e objetivos gerais e específicos do trabalho. O

capítulo 2 consiste em uma revisão bibliográfica dos principais grandes temas a serem abordados na tese. O capítulo 3 consiste na metodologia, incluindo a unidade funcional e as fronteiras do estudo, além da formulação matemática (funções objetivo, variáveis de decisão, restrições e métodos de solução). O capítulo 4 consiste na otimização do sistema de integração lavoura-pecuária-bioenergia aplicada ao centro-oeste brasileiro. O capítulo 5 inclui a análise combinatória da função multiobjetivo, seus resultados e discussão. O capítulo 6 inclui as principais conclusões da tese desenvolvida. O capítulo 7 inclui as propostas para trabalhos futuros.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA

O centro oeste brasileiro possui, em sua grande maioria, solos ácidos e de baixa fertilidade, deficientes, principalmente, em fósforo, cálcio e magnésio, facilitando a degradação de pastagens naturais lá estabelecidas. Assim, a partir da década de 1970, iniciou-se o processo de substituição de pastagens nativas por cultivadas, que com a correção do solo, permitiu, além da melhoria da qualidade nutricional do solo, um grande crescimento no rebanho, com reflexos positivos na economia (produção de carne e leite) (ESTEVEES et al., 2018).

A atividade pecuária no Brasil ocorre principalmente em áreas marginais às áreas de cultivo agrícola, em sistemas bastante extensos, com margens de lucro relativamente baixas. Por essa razão, os pecuaristas têm evitado a fertilização dos solos. Além disso, tentando compensar as baixas margens de lucro, os agricultores também tendem a manter os números do rebanho acima das taxas de lotação recomendáveis, levando a degradação destas áreas (GIL et al., 2015; FIGUEIREDO et al., 2017).

Assim, entre os anos de 1970 e 2010, a área total de pastagens cultivadas no Brasil cresceu 12%, o rebanho 215% e a produção de carne aumentou cerca de 440% (ZIMMER et al., 2011).

No centro-oeste brasileiro foi observada uma tendência de substituição de pastagens por cultivo de soja. No Mato Grosso do Sul particularmente, entre 1993 e 2013, 92% das novas áreas de cultivo substituíram áreas de pastagem (ESTEVEES et al., 2016). Este crescimento de áreas agrícolas leva a redução de áreas de pastagem, que vem acompanhada de uma redução no tamanho do rebanho animal, indicando taxas de lotação mais altas devido à tendência de usar o sistema de confinamento (ESTEVEES et al., 2017).

O estágio avançado de degradação da terra no Brasil exige o desenvolvimento de sistemas sustentáveis, aplicando sistema de plantio direto, consórcio ou rotação de culturas (COSTA, 2015).

Nas regiões centro-oeste e sul, principalmente, os sistemas de produção têm otimizado o uso do solo, com uso de tecnologias, como mecanização da produção e agricultura de precisão (SENTELHAS et al., 2015).

A soja é a principal oleaginosa cultivada na região Centro-Oeste, e o milho, plantado em consórcio com plantas forrageiras, é utilizado como principal cultura de inverno no

sistema de rotação brasileiro. Desde a década de 1990, o milho de segunda safra vem aumentando o seu percentual de áreas em relação à área ocupada pela soja (Figura 1). Dos três maiores produtores de soja no mundo (Estados Unidos, Brasil e Argentina), apenas no Brasil é realizada esta sucessão de culturas, o que permite que a média de produtividade de soja no Brasil alcance patamares mais elevados do que nos demais países.

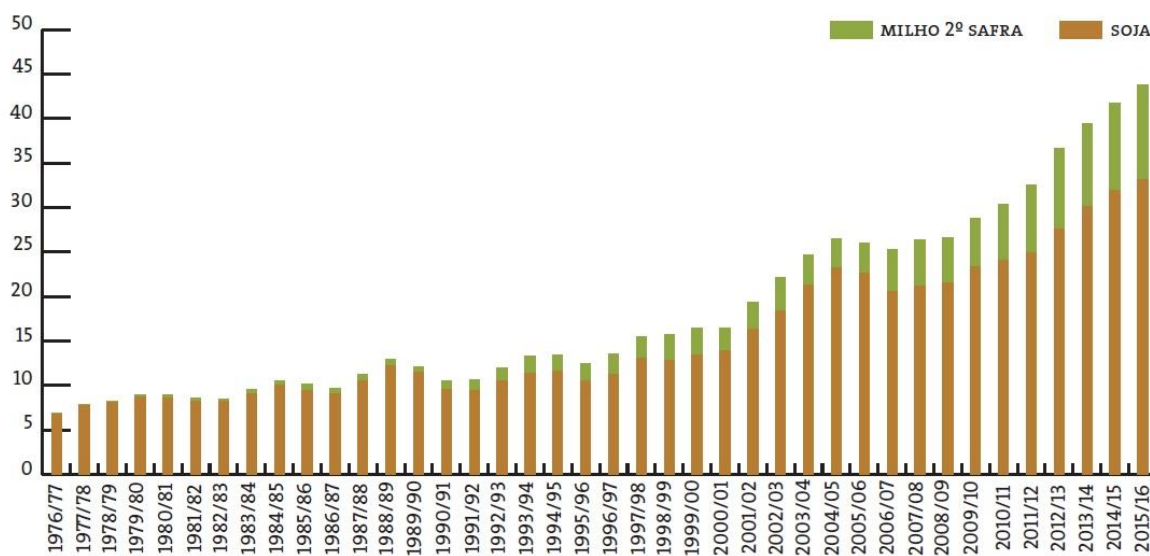


Figura 1 - Evolução áreas de soja e milho segunda safra
Fonte: CONAB, 2018.

Ambas as culturas são plantadas em sistema de plantio direto, onde, através da utilização de maquinário específico é possível plantar a nova cultura sobre a palhada deixada pela colheita da cultura anterior, sem necessidade de gradeamento e/ou outro preparo físico do solo, economizando horas de máquinas, de trabalho e de combustíveis, gerando inúmeros benefícios ao solo (BUFFETT, 2012).

O milho é comumente plantado em consórcio com plantas forrageiras como a *Brachiaria ruziziensis*. Esta planta, assim como toda espécie exótica invasora, é bem sucedida em ambientes e paisagens alteradas, por sua rusticidade, ampla capacidade adaptativa a solos de baixa fertilidade e ácidos. Apresenta altas produções em áreas de cultivo anuais por responder bem a melhorias na fertilidade do solo e pela elevada competição com plantas daninhas, o que melhora o controle de pragas e doenças (ZIMMER et al., 2011).

No consórcio milho-braquiária, o milho aumenta sua produtividade e a forrageira (braquiária) é responsável pela cobertura do solo (CECCON, 2009). Este consórcio visa à

produção de palha de milho e braquiária para cobertura do solo após a colheita do milho, através do sistema de plantio direto.

O aumento da cobertura do solo pela palhada, proporcionada pelo sistema de plantio direto, previne perdas por erosão (solo, água, matéria orgânica e nutrientes) e estimula a recuperação física do solo, com a intensificação da ciclagem de nutrientes (BALBINO et al., 2012).

Além disso, algumas fazendas vêm utilizando um sistema que integra as atividades de agricultura e pecuária (Sistema de Integração Lavoura-Pecuária – SILP), o que possibilita não somente a recuperação de pastagens degradadas (FIGUEIREDO et al., 2017), mas também a produção de carne animal e de grãos utilizando melhores práticas agrícolas (ESTEVES et al., 2018). Esses sistemas envolvem cultivo simultâneo, sequencial ou rotacional, na mesma área, com manejo direto para otimizar o uso de insumos e maquinário agrícola. A simples rotação entre períodos de cultivo com períodos de produção pecuária em pasto caracteriza-se por SILP (CORDEIRO et al., 2015).

Tais sistemas otimizam os ciclos biológicos, conseqüentemente aumentando os rendimentos e a fertilidade do solo (FRANZLUEBBERS e STUEDEMANN 2014; SALTON et al., 2014). Esses sistemas podem ser utilizados em propriedades de qualquer tamanho (CORDEIRO et al., 2015), aumentando a renda dos pequenos agricultores, melhorando as condições sociais nas áreas rurais, além de reduzir os impactos ambientais de atividades agropastoris (PARIZ et al., 2017).

Assim, o estabelecimento de sistemas de integração aparece como uma alternativa promissora para melhorar a sustentabilidade agrícola (PAOLOTTI et al., 2016), especialmente em relação às mudanças climáticas e à volatilidade dos preços de commodities e insumos (LEMAIRE et al., 2014), permitindo maior segurança no fluxo de caixa e minimizando os riscos para o produtor (MACEDO, 2009).

Com o SILP tornou-se possível, através do plantio direto entre a soja e a forrageira (Braquiária), a recria e engorda de novilhos em curto espaço de tempo, em pastagens (MACHADO, 2011). Segundo Zimmer et al. (2007), o cultivo em solos férteis proporciona resultados satisfatórios e de elevada qualidade, tanto na recria e engorda de bovinos de corte quanto na produção de leite.

Em relação à produtividade agrícola e quantidade de carne, Kichel et al. (2011) realizaram um estudo comparativo de SILP com áreas de pastagem degradada. As produções agrícolas tiveram variações: enquanto a soja obteve $3.480 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o milho cultivado na

safrinha apresentou produções reduzidas de 2.262 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (ZIMMER et al., 2011). Entretanto, as produções de carne foram muito favoráveis (471 kg ha⁻¹ ano⁻¹) em relação à pastagem degradada, onde a produtividade média era de 60 kg ha⁻¹ ano⁻¹, demonstrando ser o pasto em integração uma alternativa viável para a região (Tabela 1).

Tabela 1 - Comparativo da produtividade, custo, receita bruta e líquida entre SILP e pastagem degradada.

Atividade	Produtividade (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Custo (R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Receita bruta (R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Receita líquida (R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Soja	3.480	1.200,00	2030,00	830,00
Milho safrinha	2.262	570,00	592,00	22,00
Pastagem com SILP	471	1.361,82	2826,00	1.464,18
Total SILP	-	3.131,82	5.448,00	2.316,18
Pastagem degradada	60	280,00	360,00	80,00

Fonte: Adaptado de KICHEL et al. (2011).

Assim, além de diversificar sua fonte de renda, o produtor viabiliza a engorda e venda de animais em períodos de entressafra (onde ocorra valorização do preço do peso animal), e mantém sua pastagem condicionada pelos animais, o que facilita o plantio direto da próxima cultura (EPAMIG, 2007).

Apesar disso, ainda existem desafios na adoção de sistemas de integração, relacionados à resistência dos produtores na adoção de novas tecnologias, necessidade de maior qualificação profissional e dedicação por parte dos envolvidos, necessidade de investimento financeiro, falta de infraestrutura básica regional, e pouco incentivo por parte dos governos (BALBINO et al., 2012).

No contexto de uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a importância do SILP, em relação a sistemas de cultivo de soja tradicionais está na distribuição dos impactos ambientais entre os vários produtos do sistema. Assim, os insumos utilizados diretamente em uma cultura são atribuídos exclusivamente à mesma, como por exemplo, os inseticidas utilizados. Por outro lado, ao se otimizar o uso das máquinas para duas culturas, reduz-se o impacto ambiental com relação, por exemplo, à energia incorporada das mesmas.

A ACV de SILP é mais desafiadora que a de sistemas convencionais, pois a integração lavoura-pecuária inclui tipos de manejo de animais, com diferentes intensidade e

métodos de pastoreio, que causam diferentes efeitos na atividade agrícola em sucessão (MACARI et al., 2011).

Apesar de o Brasil ter um número substancial de estudos em SILP (MORAES et al., 2014), estatísticas precisas não estão disponíveis. De acordo com Balbino et al. (2012), a área total de uso destes sistemas irá triplicar até 2020, considerando as estimativas de 2012 que apresentavam um total de 1,6 milhões de hectares.

Diversos estudos analisaram o comportamento de SILP. Esteves et al. (2018) realizaram ACV comparativa de diferentes tipos de sistemas integrados e de sistemas tradicionais de plantio de soja, voltados à produção de biocombustíveis a partir de matérias-primas agrícolas. Este estudo concluiu que os fatores de maior impacto na produção de biodiesel, referentes às emissões de GEE, são a frequência de rotação (pastagem / cultura) e o tipo de manejo no sistema agrícola.

Figueiredo et al. (2017) avaliaram as emissões de GEE e a pegada de carbono de bovinos de corte em diferentes sistemas de manejo de pastagens. Entre as conclusões deste estudo destacam-se: (a) pastagens bem manejadas e sistemas integrados apresentam alto potencial de sumidouro de carbono; (b) SILP podem compensar as emissões do gado

Schuster et al. (2016) investigaram os efeitos de diferentes intensidades de pastejo na emergência de plantas daninhas em SILP. Os resultados deste estudo indicaram que estratégias integradas de manejo de plantas daninhas devem considerar a minimização das intensidades de pastejo em SILP.

Gil et al. (2015) estudaram a situação atual dos sistemas integrados e o potencial de disseminação entre agricultores no Mato Grosso do Sul. Os resultados do estudo apontaram que os agricultores adotam três configurações diferentes de lavoura-pecuária, dependendo de sua estratégia de produção. Em relação ao potencial de disseminação da SILP, verifica-se que, ainda hoje aspectos culturais desempenham um papel importante nas decisões dos agricultores de adotar SILP.

Salton et al. (2014) compararam o preparo convencional, o plantio direto, a integração lavoura-pecuária e a pastagem em plantio direto para avaliar seus desempenhos no Brasil. Os resultados do estudo indicaram que a qualidade do solo foi melhorada em sistemas integrados com maior número de componentes e maior interação entre esses componentes, em comparação com sistemas simples. Com base nos atributos do solo, o estudo afirma que, a longo prazo, o sistema ILLP é agronomicamente e ambientalmente eficiente e sustentável.

Franzluebbers e Stuedemann (2014) analisaram as respostas de rendimento ao plantio direto e manejo de culturas de cobertura do solo em SILP. Os resultados do estudo sugerem que sistemas agropecuários robustos e diversificados podem ser desenvolvidos para solos empobrecidos, especialmente quando administrados utilizando-se plantio direto para controlar a qualidade ambiental e melhorar a resistência das culturas à seca.

Lemaire et al. (2014) estudaram estratégias para obter melhor qualidade ambiental na produção agrícola considerando o SILP. O estudo conclui que o desenvolvimento de sistemas modernos de ILP para aumentar a produção de alimentos nos níveis agrícola e regional poderia ser alcançado, ao mesmo tempo em que melhoraria muitos serviços ecossistêmicos.

A Figura 2 ilustra a comparação do uso da terra para agricultura convencional e sistemas integrados realizados pela Fazenda Santa Brígida, na cidade de Ipameri-GO, apresentado por Kluthcouski (2012). A primeira linha está relacionada à cultura convencional, rotacionando as culturas de soja (no verão) e milho-safrinha (no inverno). A segunda e a terceira linhas mostram duas possibilidades de SILP adotadas na fazenda.

Este estudo demonstra que desde a implantação do SILP, a fazenda tem apresentado aumento de fixação de carbono no solo, elevado às produtividades das culturas de soja e milho, bem como elevado a taxa de lotação animal.

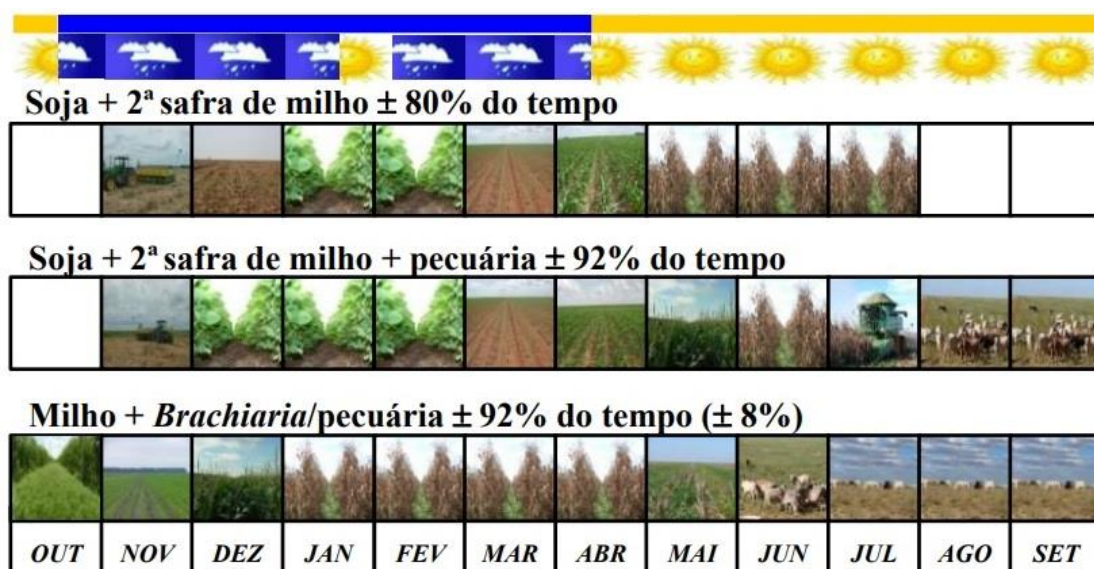


Figura 2 – Diferentes usos do solo realizados na Fazenda Santa Brígida, Ipameri – GO.
Fonte: KLUTHCOUSKI, 2012.

2.2. BIOCOMBUSTÍVEIS

A crescente utilização de combustíveis fósseis como fonte primária de energia desde meados do século XIX, com o início da revolução industrial, tem elevado significativamente a concentração de gases de efeito estufa na atmosfera. Esse aumento contínuo de gases, por conseguinte, vem elevando a temperatura atmosférica, o chamado Aquecimento Global, que possui reflexos nas mudanças climáticas, com alterações no regime das chuvas, elevação do nível do mar etc. (MONTZKA et al., 2011).

Além destes problemas ambientais, observa-se nas últimas décadas, como reflexo das crises do petróleo, um rápido aumento dos preços alarmando preocupações com a extrema dependência econômica, além das acentuadas flutuações de seu valor no mercado internacional (YAZDANI e PIRPOUR et al., 2018).

Assim, no mundo todo, vários programas energéticos estão sendo gerenciados a fim de alcançar melhor qualidade ambiental e desenvolvimento sustentável (SOLOMON et al., 2015).

Na maioria dos países, os programas de eficiência energética fazem parte de uma estratégia para tratar das questões energéticas associadas ao aquecimento global. A maioria dos países europeus tem por meta a redução de 30% até 2030 nos níveis de emissão de gases de efeito estufa em relação a 2005 (PARLAMENTO EUROPEU, 2018).

O Brasil possui três programas de eficiência energética reconhecidos internacionalmente: programa nacional de conservação de energia elétrica (PROCEL), programa nacional de racionalização do uso dos derivados do petróleo e gás natural (CONPET), programa brasileiro de etiquetagem (PBE) (PNEE, 2010).

Em 24 de julho de 2000, foi promulgada a Lei nº 9.991 (2000), que regulamenta a obrigatoriedade de investimentos em programas de eficiência energética no uso final por parte das empresas brasileiras distribuidoras de energia elétrica.

O Brasil vem aumentando significativamente seu percentual de renováveis na matriz energética. Segundo MME (2018), entre junho de 2017 e junho de 2018, a geração de energia a partir de usinas hidrelétricas registrou aumento de 3,5% na capacidade instalada, com 102.228 MW. A fonte eólica cresceu 20,7% e atingiu 12.931 MW. A energia solar, apesar do volume total menor, cresceu 577%, atingindo 1.602 MW. A biomassa, por sua vez, teve elevação de 3,7% totalizando 14.657 MW. Apesar do baixo percentual, esta matéria-prima é

a principal fonte térmica de geração de energia, com 9,1% de participação na capacidade instalada de geração (Figura 3).

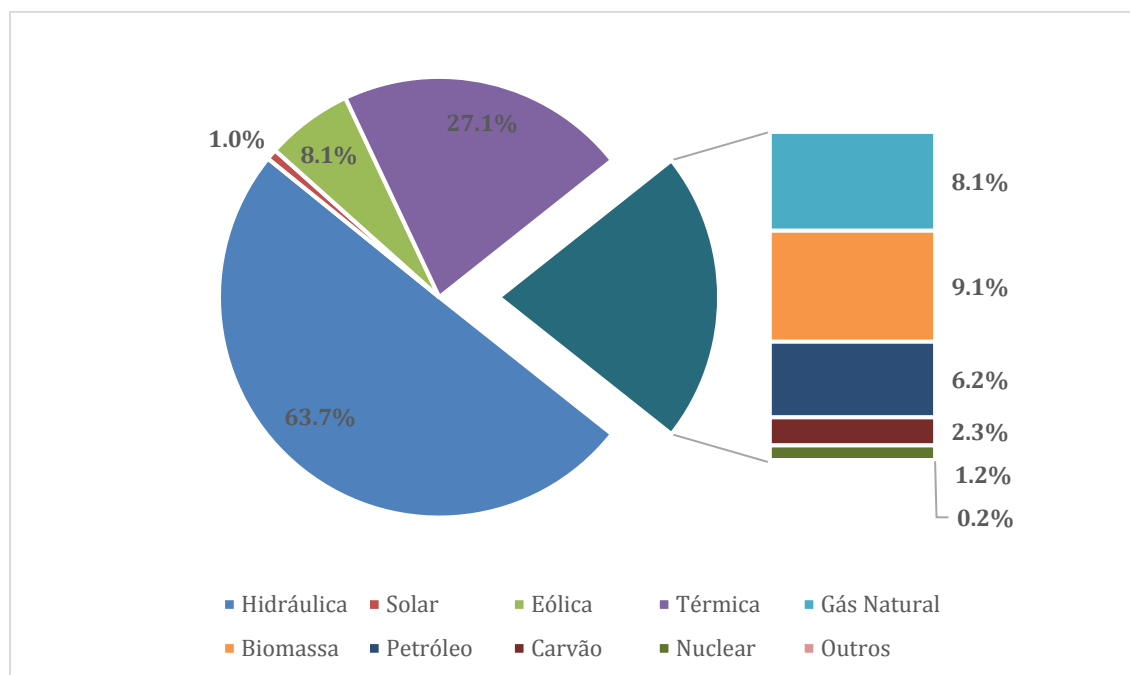


Figura 3 - Matriz de capacidade instalada de geração de energia elétrica em junho de 2018
Fonte: MME, 2018

A biomassa consiste em toda a matéria orgânica usada para a geração de energia. Os biocombustíveis provenientes de materiais orgânicos podem substituir parcial, ou totalmente combustíveis derivados de petróleo e gás natural. Estes combustíveis, em sua maioria, são produzidos a partir da atividade agrícola. Apesar disso, a utilização de cultivos agrícolas visando à produção de energia é alvo de algumas críticas como: (a) consumo de insumos agrícolas e seus impactos ambientais; (b) competitividade com cultivos alimentares, causando desequilíbrios econômicos e sociais; (c) pressão sobre os biomas naturais, podendo levar à perda de biodiversidade e de sumidouros de carbono (HAUSMAN, 2012).

Por outro lado, existem também forças motivadoras e de incentivo ao uso de biocombustíveis, tais como: estratégicas/econômicas, a fim de promover o desenvolvimento agrícola e tecnológico e eliminar a dependência por fontes externas de combustíveis, o que reduz os impactos em preços internos; ambientais, a fim de reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e a poluição atmosférica pelo uso de energia renovável; e sociais, com a geração de empregos e redução de riscos para a saúde pública (BRANCO, 2013; RAJAEIFAR et al., 2014).

Entre os principais biocombustíveis estão o bioetanol, o biodiesel e o biogás. O bioetanol é derivado de fontes sacarídicas obtido através da fermentação controlada da sacarose. O biodiesel é produzido por processo de transesterificação, que envolve álcool e derivados de lipídios orgânicos, como óleos vegetais (soja, girassol, algodão, mamona, nabo forrageiro, algas, etc.) ou gorduras animais (SHEEHAN et al., 1998). Já o biogás é um combustível gasoso produzido a partir da fermentação anaeróbica de bactérias presentes na biomassa.

2.2.1. Biogás

O biogás é uma mistura gasosa combustível obtido a partir da fermentação anaeróbia de material orgânico realizado por bactérias, processo conhecido e referenciado neste trabalho como digestão anaeróbia (DA). O biogás consiste principalmente de 50 a 70% de metano (CH_4), 25 a 45% de dióxido de carbono (CO_2), 2 a 7% de água (H_2O), até 2% de nitrogênio (N_2) e menos de 1% de hidrogênio (H_2) e sulfeto de hidrogênio (H_2S) (POESCHL et al., 2012a; HAJJAJI et al., 2016).

O metano, principal constituinte do biogás, possui grande interesse como recurso energético em função de seu elevado poder calorífico, o que torna viável sua queima para produção combinada de energia elétrica e térmica (calor) em plantas chamadas CHP (*combined heat and power*). Além disso, este pode ser purificado para produzir biometano a fim de que este possa ser injetado na rede de gás natural, e ser utilizado como combustível para transporte ou atividades domésticas (BOULAMANTI et al., 2013; AGOSTINI et al., 2015). O biogás é considerado como o futuro substituto do gás natural fóssil (MORERO et al., 2015).

Diferentes matérias-primas podem ser usadas como substrato para a produção de biogás, individualmente (mono-digestão) ou mista (co-digestão) (POESCHL et al., 2012b), como culturas energéticas, resíduos sólidos orgânicos, resíduos agropastoris (LIJÓ et al., 2017). De maneira geral, sistemas que realizam mono-digestão apresentam piores resultados na economia de combustível fóssil e impacto ambiental do que os sistemas que realizam co-digestão (DE VRIES et al., 2012). Além da composição do biogás propriamente dito, outros fatores influenciam a produção de biogás, como: (a) impermeabilidade ao ar, visto que a produção de metano ocorre em ausência de oxigênio; (b) umidade máxima para atividade microbiana entre 50 e 60%; (c) tamanho das partículas, visto que quanto menores as

partículas, maior a velocidade de degradação da matéria orgânica; (d) temperatura entre 32 a 60 °C é fundamental para a atividade enzimática das bactérias; (e) pH entre 6 e 8, visto que as bactérias são sensíveis a variações de pH (DA COSTA, 2011).

Com as atuais tendências globais e avanços científicos, a co-digestão anaeróbia tornou-se a tecnologia mais utilizada, pois oferece melhores resultados na produção de bioenergia quando comparada aos processos de mono-digestão (RODRIGUEZ-VERDE et al., 2014). Muitas vezes, a co-digestão melhora o desempenho do biogás devido às sinergias positivas proporcionadas pelos diferentes nutrientes dos co-substratos (FUCHSZ e KOHLHEB, 2015; RUSSO e BLOTTNITZ, 2017).

Apesar disso, uma mistura depende da disponibilidade de matérias-primas bem como do desenvolvimento tecnológico da região. Quanto mais recursos financeiros e desenvolvimento tecnológico um país tiver, maior será a viabilidade de usar co-substratos com maior custo logístico, como resíduos de alimentos orgânicos. O uso desses substratos reduz a necessidade de utilizar co-substratos de origem agrícola, que necessitam de áreas para o plantio e, conseqüentemente, competir com outras aplicações, como a alimentação humana e animal.

As principais matérias-primas utilizadas na Europa são oriundas da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, do lodo de esgoto e dos efluentes industriais, bem como de culturas energéticas e os resíduos agro-zootécnicos (GSR, 2017). Nos países deste continente, existem fortes incentivos para recuperar e reciclar resíduos agropastoris, evitando o descarte em aterros sanitários (BOND e TEMPLETON, 2011; RABONI e URBINI, 2014). Além disso, esta região alcançou grandes avanços tecnológicos em relação aos mecanismos utilizados para melhorar a produção de biogás (GSR, 2017). A indústria de biogás da América do Norte baseia-se principalmente em matérias-primas como lodo de esgoto e gases de aterro (como na Europa), seguido por matéria-prima agrícola, que responde por 17% do total (GSR, 2017). Projetos de produção de biogás na América do Sul, Ásia e África têm sido desenvolvidos com o objetivo de solucionar o grave problema da geração de resíduos agropecuários, uma vez que a pecuária é uma das principais atividades econômicas dessas regiões (WANG et al., 2014; GSR, 2017).

Observa-se que a tecnologia de digestão anaeróbica (DA) é aplicada em muitas partes do mundo, como na Alemanha (POESCHL et al., 2012a), Reino Unido (MEZZULLO et al., 2013), Itália (BACENETTI et al., 2013), Canadá (ZHANG et al., 2015), Brasil (CHERUBINI et al., 2015), Vietnã (VU et al., 2015), África do Sul (RUSSO e BLOTTNITZ, 2017) e China

(HOU et al., 2017), para produzir biogás, e também digestato, um biofertilizante comumente aplicado ao solo. O processo de digestão pode ser dividido em quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, onde bactérias metanogênicas degradam a matéria orgânica para produzir biogás e digestato (DIVYA et al., 2015; TURON et al., 2016). Na maioria das fábricas de produção de biogás, o conteúdo do digestor se torna estável a temperaturas entre 35-42° C (na faixa mesófila) (HIJAZI et al., 2016).

O biogás gerado pode ser queimado perto do local de produção para gerar calor, em caldeiras a vapor; energia elétrica, em usinas de cogeração (CHP - *combined and heat power plants*), ou até mesmo, pode ser aprimorado para produzir biometano para distribuição residencial ou industrial através de redes de gás natural ou ser purificado para uso como combustível de transporte (LANSCHÉ e MULLER, 2012; LYNG et al., 2015).

O calor e a eletricidade gerados podem ser reutilizados em plantas de digestão anaeróbica (EBNER et al., 2015; FUCHSZ e KOHLHEB, 2015). Normalmente, a eletricidade produzida é vendida e injetada na rede elétrica, já que pode substituir recursos não renováveis (POESCHL et al., 2010).

A energia térmica é normalmente usada apenas para fornecer o calor necessário para alimentar os digestores (LIJÓ et al., 2017). O excesso de calor é dissipado para o meio ambiente como resíduo (MEYER-AURICH et al., 2012; CHERUBINI et al., 2015). Em ambientes de baixas temperaturas, o calor gerado poderia ser usado em redes de aquecimento municipais ou em edifícios

A opção de uso final do biogás é importante quando os benefícios ambientais de sua produção são considerados, especialmente o tipo de sistemas de produção de energia que substitui (PATTERSON et al., 2011; POESCHL et al., 2012b). Em geral, quando o biogás substitui o uso de combustíveis fósseis, parte das emissões de GEE é evitada. No entanto, quando o biogás substitui outra bioenergia ou fonte de energia renovável, essas emissões podem até aumentar (TONINI et al., 2016). Se produzido de forma sustentável, o biogás pode contribuir significativamente para a segurança energética (POESCHL et al., 2012a).

Apesar das vantagens descritas, a quantidade de energia produzida pelo biogás não é constante ao longo do período de produção e o período de recuperação do investimento da planta é relativamente elevado (DA COSTA, 2011).

A possibilidade de co-geração e flexibilização na geração de energia elétrica ou combustível, e de mitigar passivos ambientais a partir do uso de biogás e biometano requer legislações específicas que impulsionem seu uso nos mercados nacional e internacional.

Na Europa existem diferentes diretivas que impulsionam o uso de bioenergias: (a) orientam os estados membros a implementarem medidas que encorajem o uso de resíduos como fonte de energia (DIRETIVA 2006/12/CE); (b) estabelece meta obrigatória de 20% das fontes de energia renováveis no *mix* energético final da União Europeia até 2020 (DIRETIVA 2009/28/CE); (c) estabelece regras comuns para o mercado interno de gás natural, gás natural liquefeito (GNL), biogás e biometano (DIRETIVA 2009/73/CE).

Assim, muitos dos países europeus vêm desenvolvendo programas internos de incentivo ao uso de bioenergias. De acordo com EBA (2017), entre os anos de 2010 e 2016, o número de plantas de biogás subiu de 10.508 para 17.662, o que representa um aumento percentual de aproximadamente 60% neste período. Apesar de se observar uma estabilização do número de plantas nos últimos anos (entre 2014 e 2016), a capacidade instalada apresentou um crescimento contínuo para o mesmo período, em função de escolhas de matérias-primas que tornam o processo de produção de biogás mais eficiente (Figura 4).

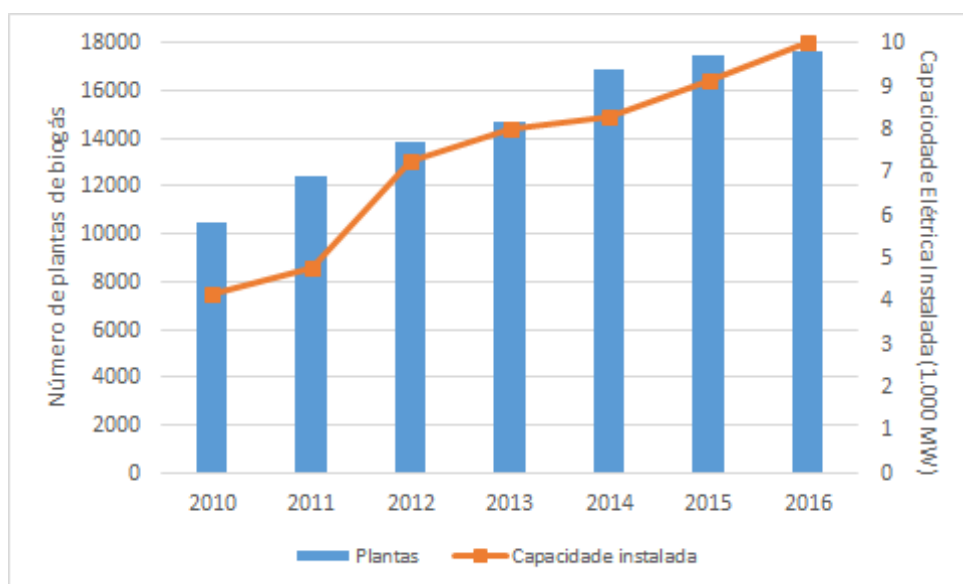


Figura 4 - Evolução do número de plantas instaladas de biogás e capacidade elétrica instalada na Europa. Fonte: Adaptado de EBA (2017).

No Brasil, não existem leis nem diretivas implementadas que incentivem o uso de biogás para fins energéticos e combustível, como acontece com o biodiesel. Apesar disso, no estado do Rio de Janeiro a Lei nº 6361 (2012) torna mandatória a injeção de 10% de biogás proveniente de resíduos sólidos urbanos na rede distribuidora local de gás canalizado. Em São Paulo existem decretos que instituem o Programa Paulista de Biogás e Biometano (Decreto 58.659/ 2012); obrigam veículos no estado movidos a diesel a utilizar em sua

mistura 20% de biodiesel, biogás ou biometano (Decreto 59.038/2013); reduzem o imposto incidente nas saídas internas de biogás e biometano de 18% para 12% (Decreto 60.001/2013); e deferimento para produção de biogás ou biometano e geração de energia elétrica ou térmica a partir de biogás ou biometano (Decreto 60.298/2014). Em janeiro de 2015, a ANP regulamentou o biometano como combustível veicular (Resolução ANP nº 8/ 2015).

Diversos artigos utilizam a ACV como ferramenta para computar os impactos ambientais do ciclo produtivo do biogás. De Vries et al. (2012) realizaram uma análise comparativa das consequências ambientais da mono- e co-digestão anaeróbica do esterco de suínos na produção de bioenergia. A mono-digestão reduziu a maioria dos impactos, mas representou uma fonte limitada de bioenergia. A co-digestão com silagem de milho, beterraba e levedura de trigo, apesar de competirem com alimentação animal, aumentaram a produção de bioenergia, mas à custa do aumento das mudanças climáticas, eutrofização marinha, e uso da terra. A co-digestão com resíduos proporcionaram melhor desempenho ambiental.

Bacenetti et al. (2013) realizaram uma avaliação do impacto nos equilíbrios energéticos e ambientais do processo de biogás. As conclusões deste estudo indicaram que a produção de eletricidade a partir do biogás tem um grande potencial para economia de energia e redução de emissões de GEE. A utilização eficiente do calor co-gerado pode melhorar substancialmente o balanço de GEE da produção de eletricidade a partir do biogás.

Whiting e Azapagic (2014) analisaram os impactos ambientais da geração de eletricidade e calor do biogás produzido por digestão anaeróbia. Este estudo concluiu que os impactos são influenciados pelo tipo e fonte de matéria-prima, armazenamento digestivo e sua aplicação em terra. Quando o digestato não é usado para substituir os fertilizantes artificiais, a maioria dos impactos é maior do que a do CHP de gás natural.

Russo e Blottnitz (2017) analisaram as potencialidades da instalação de plantas de biogás, na cadeia de valor da carne, na África do Sul para redução de impactos ambientais. O estudo concluiu que o biogás produzido é queimado para gerar eletricidade e calor dentro das próprias indústrias, o que pode torná-lo autossuficiente da rede nacional. O digestato rico em nutrientes, por sua vez, seria similar em quantidade, aos fertilizantes importados, reduzindo o custo de importação de fertilizantes, e podendo gerar renda adicional.

No Brasil, apenas Cherubini et al. (2015) realizaram uma ACV da produção de biogás a partir da produção de suínos, comparando quatro sistemas de manejo do esterco. A avaliação comparativa do ciclo de vida indicou que o biodigestor para fins energéticos teve o

melhor desempenho ambiental para quase todos os impactos ambientais, principalmente devido à captura de biogás e ao potencial de economia de energia.

2.2.2. Biodiesel

O biodiesel pode substituir, parcial ou totalmente, o diesel mineral para veículos leves, caminhões, tratores e até geradores (KOHLHEPP, 2010). Este pode ser produzido a partir de uma grande variedade de óleos vegetais, como óleo de colza, soja, palma, além de gorduras animais, como o sebo animal (RAJAEIFAR et al., 2014).

O processo de produção do biodiesel inclui a reação de transesterificação de óleos na presença de álcool e catalisador. Os dois produtos gerados (biodiesel e glicerina) são então separados, e o excesso de álcool do processo é recuperado (Figura 5).

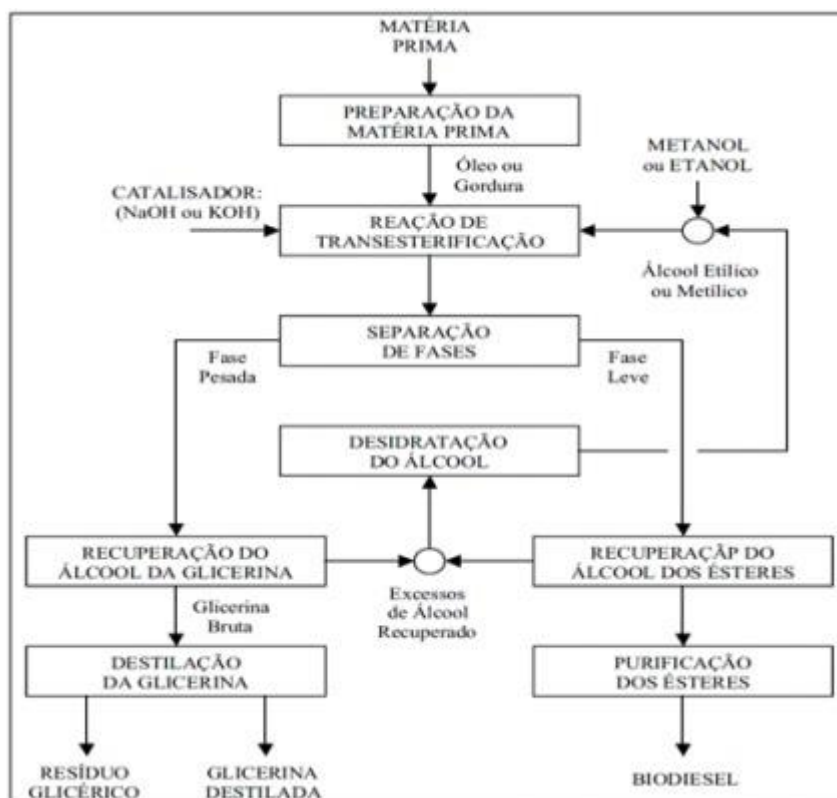


Figura 5 - Fluxograma do processo de produção do biodiesel
Fonte: Parente (2003).

A patente do biodiesel, obtida por Dr. Expedito Parente, serviu de base para todas as normas internacionais classificarem o biodiesel a ser produzido no mundo, a partir de 1980 (DO PRADO, 2015).

Apesar disso, apenas em 1989 foi inaugurada, na Áustria, a primeira planta-piloto de biodiesel, com capacidade de operação de 30.000 toneladas ao ano de biodiesel a partir da

colza (KORBITZ, 1999). A partir de então, várias companhias ao longo da Europa começaram a produzi-lo, o que resultou na configuração do principal continente produtor e consumidor de biodiesel (DO PRADO, 2015).

Os governos europeus garantem incentivo fiscal aos produtores, com isenções tributárias, e promovem leis específicas, visando melhoria das condições ambientais através da utilização de fontes de energia mais limpas, estimulada pela diretiva de energias renováveis (*Renewable energy directive - RED*) (DIRETIVA 2009/28/CE). O óleo de colza é a principal matéria-prima, responsável por mais de 60% da produção de biodiesel na União Europeia (CASTANHEIRA et al., 2015).

Os Estados Unidos atualmente aparecem como o principal país produtor de biodiesel, utilizando-se de incentivos governamentais para sua produção (DA COSTA, 2011).

No Brasil, apenas em 2005 o governo fomentou com a criação do Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel (PNPB). Diferentemente dos programas desenvolvidos nos Estados Unidos e na União Europeia, o programa brasileiro tinha inicialmente a pretensão de converter a produção de biodiesel em uma ferramenta para promover a inclusão social na agricultura familiar a partir do desenvolvimento e disseminação de culturas que se adaptassem às condições específicas de cada região do país e pela oferta de matérias-primas condicionadas ao perfil do produtor (OSAKI e BATALHA, 2011). Apesar disso, observou-se a predominância da soja como principal oleaginosa usada na produção do biodiesel brasileiro (DE SOUZA et al., 2015).

O programa brasileiro estabeleceu a obrigatoriedade da adição de um percentual mínimo de biodiesel ao óleo diesel comercializado em qualquer parte do território nacional. O percentual de mistura de biodiesel ao diesel mineral vinha crescendo rapidamente até 2010, quando atingiu o percentual de obrigatoriedade de 5% e antecipou em três anos o prazo estipulado pelo PNPB (PINHO et al., 2014).

Com a estagnação do percentual de mistura em 5%, entre 2010 até meados de 2014, o avanço das unidades de processamento reduz, e algumas unidades de processamento paralisaram ou mantiveram níveis altos de ociosidade.

Em setembro de 2014, o Governo Brasileiro lançou uma nova lei tornando obrigatório o aumento da mistura de biodiesel ao diesel mineral para 6% e 7%, em julho e novembro de 2014, respectivamente.

A Figura 6 mostra a evolução anual da capacidade instalada, da demanda compulsória e da produção de biodiesel. Ao final de 2016, a demanda compulsória representava aproximadamente 52% da capacidade autorizada.

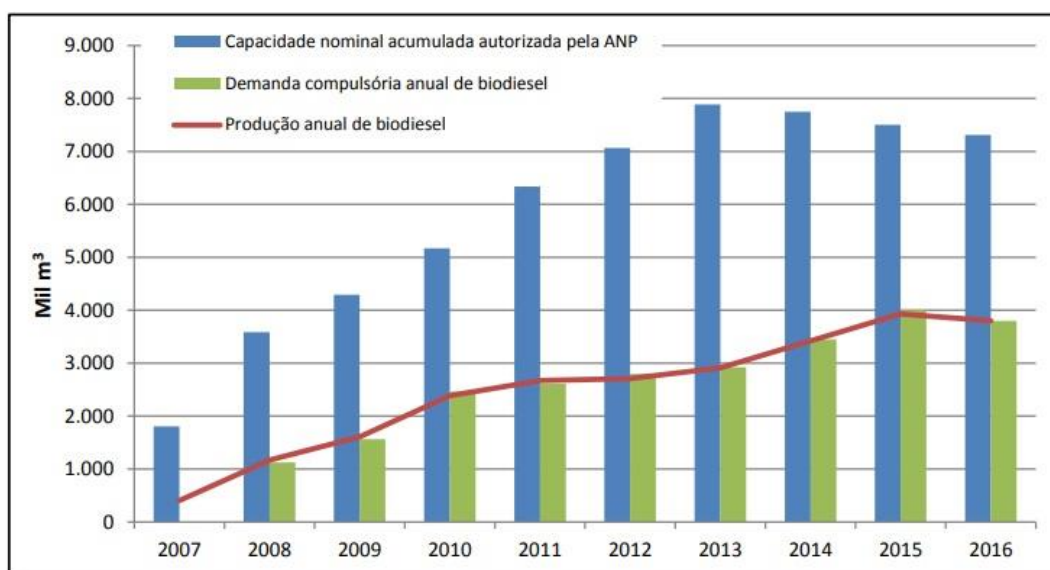


Figura 6 - Capacidade autorizada, demanda compulsória e produção anual de biodiesel no Brasil entre 2007 e 2016.

Fonte: ANP, 2017.

Em março de 2018, a mistura obrigatória de biodiesel ao óleo diesel vendido ao consumidor final aumentou para 10% (B10), antecipando em um ano o prazo máximo determinado pela Lei nº 13.263 (2016). Atualmente, o país aparece como 2º maior produtor de biodiesel do mundo.

O grande desafio à produção de biodiesel no Brasil é a falta de uma política governamental mais agressiva no sentido de aumentar o percentual obrigatório de mistura de biodiesel (no mercado interno) ou de incentivo à exportação, já que no cenário atual se tem altos custos com carga tributária, fazendo com que haja uma grande ociosidade na capacidade instalada das usinas brasileiras (Figura 6). Além disso, há falha estrutural na cadeia logística, com grandes distâncias entre cada uma das etapas de produção, com grande consumo de diesel, visto que as rotas de escoamento são quase totalmente rodoviárias (SILVA et al., 2011).

Ao redor do mundo existem diversos trabalhos publicados sobre ACV de biodiesel de soja. Esteves et al. (2016) realizaram uma ACV do biodiesel de soja, no Mato Grosso do Sul, com foco em GEE, considerando a MUT. As conclusões do estudo indicam que, ao discutir a adequação do biodiesel da soja, a MUT também deve ser considerada, levando a um debate

mais profundo sobre as políticas de uso da terra como um todo e não apenas abordando a produção de biocombustíveis.

Brondani et al. (2015) realizaram uma análise ambiental e energética do biodiesel de soja produzido no Rio Grande do Sul. Em relação aos impactos ambientais, o estudo apontou que a etapa agrícola apresentou os maiores impactos da cadeia. Em termos de ganho energético, a produção de biodiesel apenas apresentou ganho líquido de energia quando foram considerados os subprodutos do processo (farelo de soja e glicerina).

Raucci et al. (2015) avaliaram as principais fontes de GEE na produção de soja no Estado do Mato Grosso. Os resultados indicaram que as maiores fontes de GEE na produção de soja são a decomposição de resíduos agrícolas, 36% do total, seguida pelo uso de combustíveis (19%) e pela aplicação de fertilizantes (16%).

Castanheira et al. (2015) realizaram uma ACV comparativa do biodiesel europeu com o importado do Brasil. As conclusões do estudo indicam que os impactos ambientais do biodiesel podem ser reduzidos quando: se evita a mudança no uso da terra, se melhora a produtividade da soja e se otimiza as rotas de transporte no Brasil.

Rocha et al. (2014) realizou uma ACV de biocombustíveis no Brasil. Neste estudo foi concluído que sistemas de produção de biocombustíveis com maiores rendimentos agrícolas e aproveitamento de subprodutos apresentaram melhores resultados ambientais no ciclo de vida, conclusão similar ao estudo de Brondani et al. (2015).

Rajaeifar et al. (2014) averiguaram o consumo de energia e as emissões de CO₂ da produção de biodiesel de soja no Irã. As conclusões destacaram que o biodiesel de soja no Irã pode ser considerado como uma forma de aumentar a segurança energética no futuro.

Em relação ao tema das emissões de GEE da produção de biodiesel de sebo, também existem diversos estudos na literatura. Esteves et al. (2017) realizaram a ACV regional do biodiesel de sebo bovino, com foco em GEE, considerando a MUT. Este estudo concluiu que as emissões do ciclo de vida do biodiesel de sebo são 17% menores do que as emissões de biodiesel de soja, obtidas no estudo de Esteves et al. (2016). Além disso, verifica-se que 96% do impacto total do processo ocorreu em função da MUT, o que demonstra a grande importância de se incluir a MUT em estudos de ciclo de vida.

Rincón et al. (2014) compararam os impactos ambientais de cinco insumos de biodiesel (palma, mamona, microalga, sebo e óleo de cozinha usado) na simulação de processos químicos. O estudo concluiu que o óleo de mamona e de microalga, usando a

configuração catalisada com cogeração de energia, foi a melhor alternativa de processo, do ponto de vista ambiental e econômico.

Dufour e Iribarren (2012) avaliaram o ciclo de vida da esterificação-transesterificação de resíduos de óleos vegetais e gorduras animais. O estudo concluiu que o biodiesel a partir de óleos vegetais residuais potencialmente acarreta em um desempenho ambiental mais favorável do que quando utiliza outros substratos para sua produção.

Nogueira (2011) apresentou um benchmarking de diferentes sistemas produtivos para quatro matérias-primas de biodiesel, dentre as quais o sebo e o óleo de palma apresentaram-se como as alternativas mais adequadas.

2.2.3. Bioetanol

O etanol é produzido desde os tempos antigos pela fermentação de açúcares presentes em vegetais para a fabricação de bebidas alcoólicas. Este pode ser obtido a partir de diferentes fontes como: (a) sacarídeos (cana-de-açúcar, melaço, beterraba, frutas, etc.), (b) amiláceas (mandioca, milho, sorgo, trigo, etc.) e (c) celulósicas (madeira, bagaço de cana e demais resíduos vegetais) (CINELLI, 2012).

Apesar disso, as duas matérias-primas mais utilizadas mundialmente são a cana-de-açúcar e o milho. Existem diferentes processos de obtenção do bioetanol. Todos os processos incluem o processo de fermentação e recuperação do combustível, porém dependendo do tipo de matéria-prima, necessita-se realizar hidrólise, ou pré-tratamento e hidrólise antes da fermentação (Figura 7).

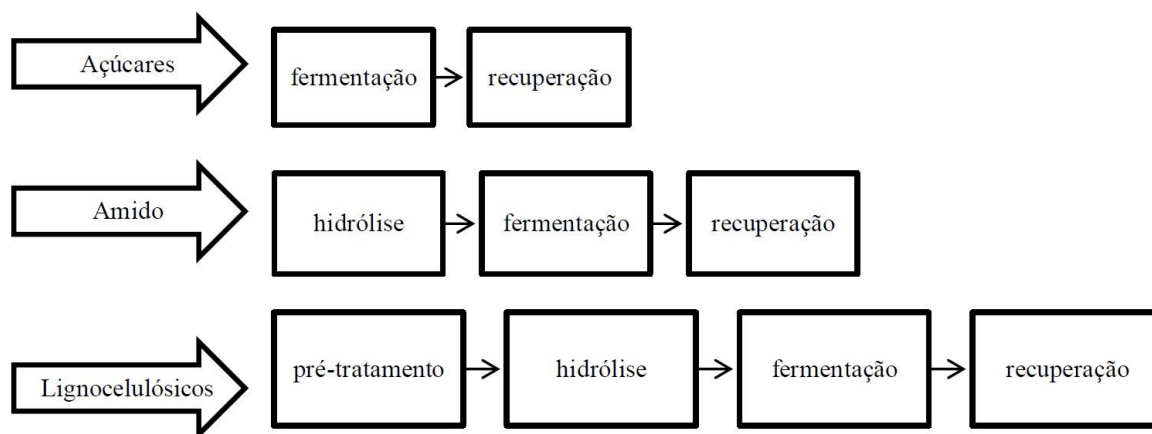


Figura 7 - Etapas de produção de bioetanol de acordo com a matéria-prima.
Fonte: Carvalho, 2016.

Existem dois tipos de etanol: hidratado, que possui 96% de sua composição de etanol e o restante é água; e o anidro, que possui pelo menos 99,6% de graduação. O etanol anidro é misturado à gasolina para utilização em postos em diversos países do mundo (MANOCHIO, 2014), enquanto o hidratado é comercializado somente no Brasil como “etanol comum”.

O uso de etanol como combustível tornou-se conhecido apenas no início do século XX. Porém apenas em 1974, com a 1ª crise do petróleo deflagrada, o mundo passou a refletir sobre a questão energética e diversos países adotaram medidas para conter a dependência de combustíveis fósseis, especialmente o petróleo (PEREIRA, 2008).

No Brasil, o governo criou o programa “Proálcool”, em 1974. Este programa estimulou a produção de cana-de-açúcar, principal matéria-prima do país, tornando o Brasil o grande pioneiro de produção de bioetanol (ANP, 2016). Ao longo dos anos, a legislação brasileira foi tornando obrigatória a mistura de etanol anidro à gasolina. Em 2015, a resolução do Conselho Interministerial do Açúcar e do Álcool (CIMA) ampliou o percentual obrigatório de adição de etanol de 25% para 27% à gasolina comum (Resolução CIMA, 2015).

Nos Estados Unidos existem diversos incentivos ao uso do etanol, como isenção de impostos; crédito fiscal para pequenos produtores, etc. (VEDENOV e WETZSTEIN, 2008). Assim, desde 2006, os Estados Unidos ultrapassaram o Brasil na produção de etanol, e se configuraram como o principal produtor mundial, sendo o milho a principal matéria-prima para sua obtenção (Figura 8). Atualmente existem mais de 200 plantas de produção de etanol de milho no país, a maioria localizada na região denominada cinturão do milho (*corn belt*) (CINELLI, 2012).

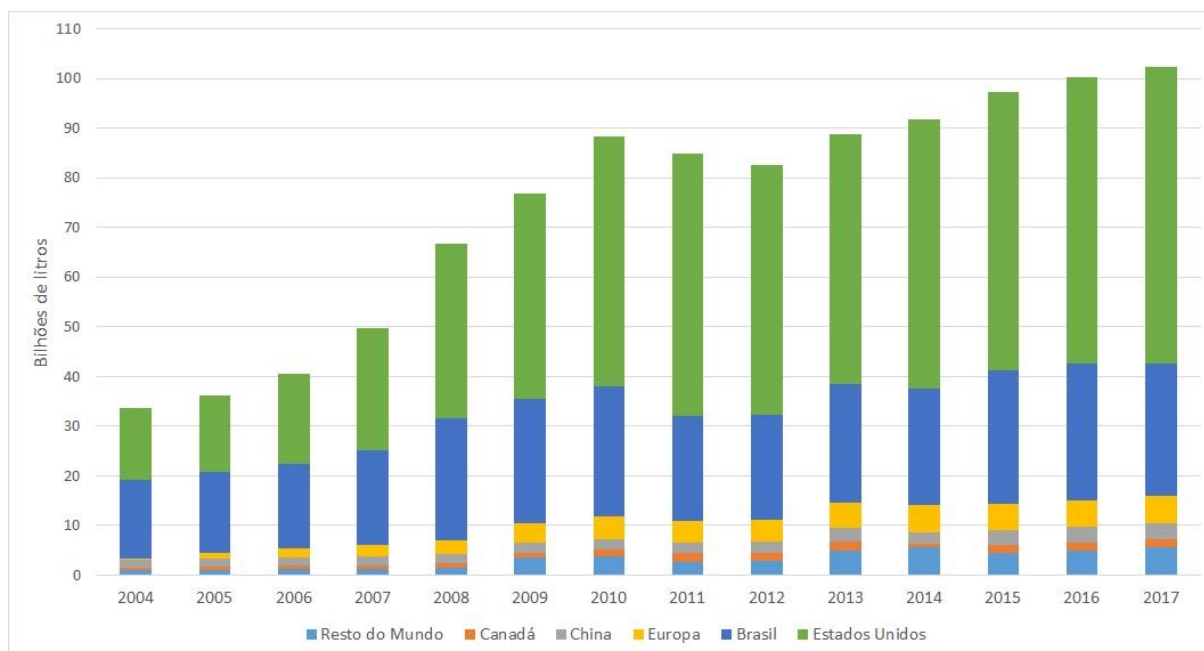


Figura 8 - Evolução da produção mundial de bioetanol

Fonte: U.S. Department of Energy (EIA, 2018); Renewable Fuels Association (RFA, 2017; RFA, 2018).

Existem trabalhos sobre a produção de bioetanol a partir de milho ao redor do mundo. O trabalho de Eckert et al. (2018) se propõe a incluir uma nova matéria-prima no setor de combustíveis brasileiro. Dentre as alternativas apresentadas, o milho apresentou-se com a mais expressiva fonte de geração de bioenergia, quando associado à cana-de-açúcar, pois as outras matérias-primas estudadas têm limitações de escala produtiva. Além disso, a produção de etanol de milho gera coprodutos nutricionalmente ricos e amplamente usados no mercado.

Munõz et al. (2014) realizaram uma ACV de etanol a partir de diferentes matérias-primas (cana-de-açúcar no Brasil, milho nos EUA, e beterraba e trigo na França) para avaliar seus impactos ambientais em diferentes categorias. Em seus resultados, o bioetanol apresenta menores emissões de GEE do que fontes fósseis de energia, porém quando categorias relacionadas ao uso da terra são consideradas, a fonte fóssil apresenta menos impactos do que o bioetanol.

Vlachos et al. (2014) realizaram uma comparação entre o sorgo sacarino e o milho como matérias-primas de bioetanol de primeira geração. A comparação permitiu constatar que o sorgo sacarino produz mais bioetanol por hectare, além de apresentar menores emissões durante a fase de cultivo, com melhor economia global de GEE, em comparação com o milho.

O estudo de Kaufman et al. (2010) aplicou a ACV aos padrões de combustível de baixo carbono, avaliando como escolhas de alocação influenciam a intensidade de carbono

para combustíveis de transporte renováveis. O estudo concluiu que a produção de etanol de palha de milho diminuiu drasticamente a intensidade de carbono para o etanol de grãos de milho, porque substancialmente mais etanol é produzido com apenas pequenos aumentos nas emissões.

2.2.4. Matérias-primas de biocombustíveis adequadas para serem produzidas em SILP

2.2.4.1. Soja

Desde o início do PNPB, as duas principais matérias-primas usadas para a produção do biodiesel brasileiro são óleo de soja e gordura animal. Em 2016, o percentual de participação na composição do biodiesel foi de 79,1% de óleo de soja, 16,3 % de gordura animal, 1,0% de óleo de algodão e 3,5% de outros materiais graxos, conforme Figura 9.

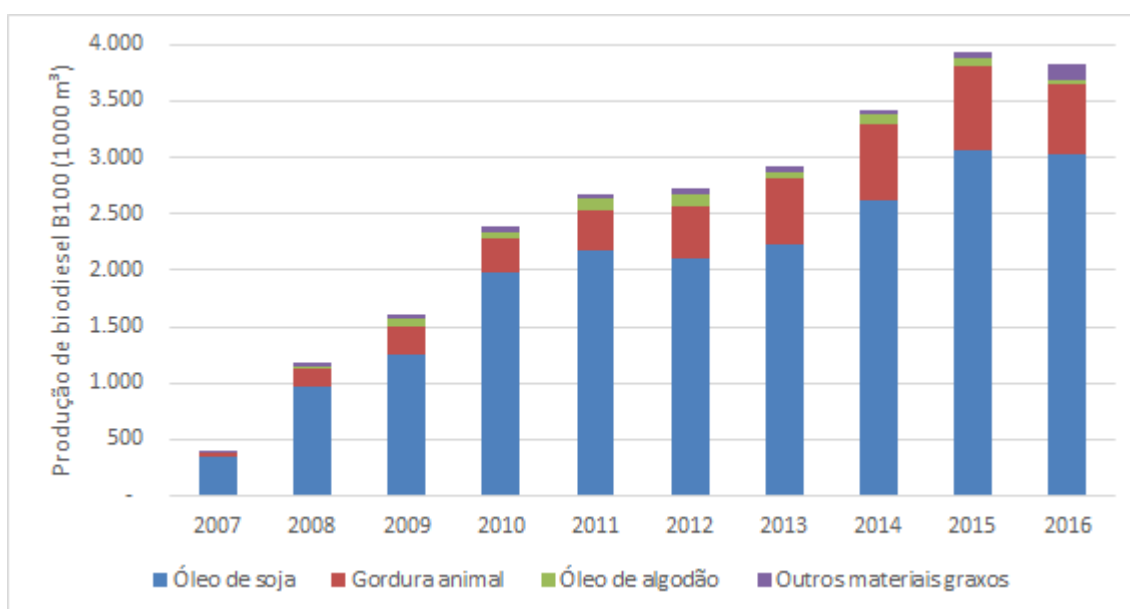


Figura 9 - Evolução da produção de biodiesel no Brasil por diferentes matérias-primas.
Fonte: ANP, 2017.

O aumento vertiginoso da produção de biodiesel (Figura 9), em função regulamentações do PNPB, aliado a demanda interna e externa por ração animal estimularam o investimento na expansão da produção da soja no Brasil (LAZZAROTTO e HIRAKURI, 2011). Assim, grandes empresas investiram no plantio e na ampliação da capacidade de processamento da soja.

A soja é uma leguminosa que possui cultivo com ciclo anual, adaptada originalmente ao clima subtropical, que vem se espalhando também em áreas tropicais devido a adaptações

tecnológicas desenvolvidas (VASCONCELOS et al., 2006). Apesar de ser a matéria-prima mais usada no Brasil, a soja é vista como sendo uma das soluções menos apropriadas de matéria-prima para a produção de biodiesel (CAVALLET e ORTEGA, 2010) em função de seu baixo conteúdo de óleo e produtividade, em relação a outras oleaginosas como a mamona, o girassol, a colza e o dendê (ROCHA et al., 2014, AZAD et al., 2016 e LIMA e SILVA et al., 2017). Além disso, o uso de soja para produção de biodiesel compete diretamente com a produção de alimentos e ração animal, e possui extensa necessidade espacial para seu cultivo quando comparado ao espaço necessário por matérias-primas como as microalgas (MACOMBE et al., 2013, HOU et al., 2011).

Nos últimos 10 anos a produção de grãos de soja no Brasil dobrou de 58.726 para 113.804 mil toneladas. Esta alavancada pode ser justificada pelo aumento vertiginoso de soja in natura exportada, visto que neste mesmo período pode-se observar que a quantidade de grãos processados teve apenas um leve crescimento (Figura 10). O Brasil aparece como 2º maior exportador de grãos de soja in natura (ABIOVE, 2018).

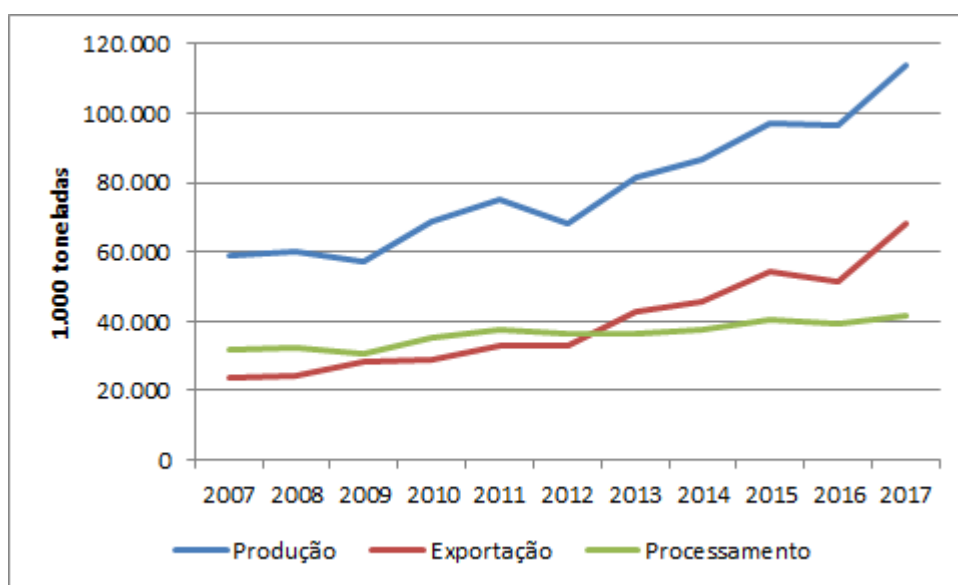


Figura 10 - Evolução da produção, exportação e processamento dos grãos de soja.
Fonte: ABIOVE, 2018.

A produção de soja tem um pacote de tecnologia agrícola bem estabelecido no Brasil, onde as condições naturais são adequadas para seu cultivo na maior parte do país. Com uma notável economia de escala, há uma abundância de óleo de soja no mercado, uma vez que pode ser considerado um subproduto do farelo de soja, produto muito valorizado na alimentação animal e humana. Este fato tem influenciado seu mercado, aumentando a oferta e diminuindo os preços internos do óleo de soja no Brasil (BRONDANI et al., 2015). A região

Centro-Oeste é a maior produtora, desde a safra 1994/95 (CONAB, 2018), devido a fatores favoráveis, como o clima, solo, relevo, disponibilidade de terras e infraestrutura local.

2.2.4.2. Milho

O milho (*Zea mays spp.*) é um cereal, originário do México, amplamente utilizado no mundo (MANGESLDORF, 1974). No ranking mundial, em 2018, o Brasil aparece como terceiro maior produtor, com 98,5 milhões de toneladas produzidas e segundo maior exportador de milho, com 31,6 milhões de toneladas exportadas, aproximadamente 32% do total produzido (USDA, 2018).

A cultura do milho se destaca no contexto da integração lavoura-pecuária (ILP) devido às inúmeras aplicações que este tem dentro da propriedade agrícola: (a) alimentação animal na forma de grãos; (b) silagem do solo; (c) alimentação humana; (d) geração de receita por meio da comercialização. No Brasil, os principais destinos da safra de milho são as indústrias de rações para animais e de alimentação humana (CARVALHO, 2016).

O sucesso da rotação de culturas de soja (cultura de verão) e de milho (cultura de inverno) vem expandindo as áreas de plantação de milho 2ª safra no Brasil. Este crescimento da 2ª safra de milho vem reduzindo a necessidade de áreas para plantio de milho no verão, conforme se verifica na Figura 11. Recentemente, a área plantada de milho 2ª safra superou inclusive a plantada com cana-de-açúcar, que ao longo dos anos se apresentou levemente estagnada.

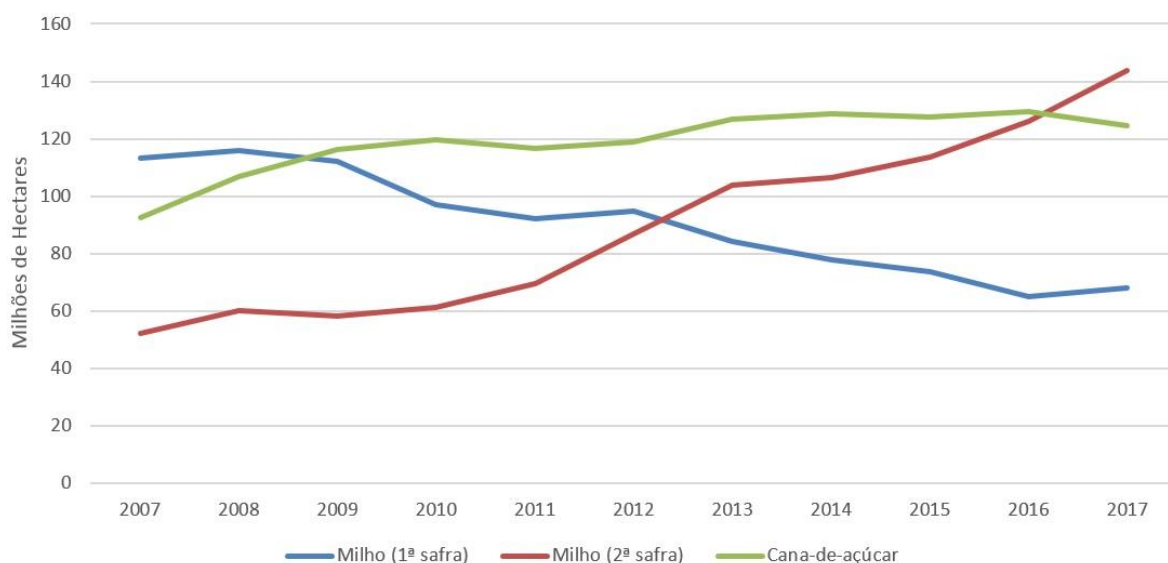


Figura 11 - Evolução das áreas de plantação de milho (1ª safra), milho (2ª safra) e cana-de-açúcar.
Fonte: IBGE, 2018.

A taxa de conversão do milho para etanol é quase seis vezes maior do que a da cana-de-açúcar, porém a baixa produtividade do milho por hectare, deixa a produtividade do etanol de milho 2,4 vezes menor do que a da cana-de-açúcar (Tabela 2). Assim, a cana-de-açúcar é a opção de matéria-prima que mais reduz as emissões de GEE associadas à mudança do uso da terra (MUT) quando comparada ao etanol de milho (CHUM et al., 2014).

Tabela 2 - Produtividade, taxa de conversão e produtividade do etanol

	Produtividade (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Taxa de conversão para etanol (L t ⁻¹)	Produtividade do etanol (L ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Cana-de-açúcar	70	70	4900
Mandioca	40	150	6000
Sorgo	35	80	2800
Milho	5	410	2050
Trigo	4	390	1560

Fonte: Balat e Balat, 2009.

Devido à grande produtividade, a cana-de-açúcar aparece como a principal matéria-prima para a produção de bioetanol no Brasil. Apesar disso, este trabalho considera somente o bioetanol produzido a partir da cultura de milho, visto que o milho é uma das culturas que pode ser usada em sistemas integrados, da qual é obtido um dos principais componentes da ração animal, e também pode ser usado como matéria-prima para produção de bioetanol. A cana, por sua vez, não pode ser considerada uma matéria-prima para produção de bioetanol a partir de sistemas integrados, visto que possui um ciclo de uso da terra anual, não conseguindo intercalar o uso da terra com outros cultivos, como a soja e a atividade pecuária, dos quais se obtém outras matérias-primas, como óleo de soja, sebo animal e esterco, para a produção de outros biocombustíveis, como biodiesel e biogás, respectivamente.

Aliado a este fato, a larga escala de produção de milho segunda safra (safra de inverno) no Brasil tem gerado um grande excedente destes grãos, abrindo uma nova frente de matéria-prima para a obtenção do etanol (SANCHES, 2018). No Brasil, o etanol de milho é produzido somente no Mato Grosso, Goiás e Paraná, sendo o Mato Grosso responsável por 74,7% da produção total, totalizando 590,9 milhões de litros na safra 2018/2019 (CONAB, 2019). Entre usinas *flex* (milho e cana) e exclusivas, atualmente existem no Brasil cinco usinas fabricando etanol de milho (SNA, 2019).

Verifica-se ainda que no processo usual de obtenção de etanol de milho, por moagem via seca, é obtido como coproduto um suplemento proteico amplamente utilizado para alimentação animal, DDGS (*Distillers Dried Grain with Solubles* - Grãos de Destilaria Secos com Solúveis) (WANG et al., 2011).

2.2.4.3. Pecuária (sebo e esterco)

O setor pecuário brasileiro é referência no mundo. O país é o principal exportador de carne bovina, em função de uma expansão significativa da produção de bovinos (IBGE, 2018) (Figura 12).



Figura 12 - Evolução do rebanho bovino no Brasil.

Fonte: ABIEC, 2019.

Em 2018, o país apresentava um rebanho de 214,69 milhões de cabeças, das quais 44,23 milhões foram abatidas, gerando uma produção de carne de 10,98 milhões toneladas equivalentes de carcaça, das quais 20,12% são exportadas (ABIEC, 2019).

No Brasil, a criação bovina tradicional possui necessidade espacial (sistema extensivo), com taxa de ocupação de 1,32 animais por hectare. A região sul apresentou-se inicialmente como a mais favorável à atividade pecuária em função de suas condições climáticas e vegetacionais. Apesar disso, com o passar dos anos, a criação destes animais se expandiu para a região centro-oeste.

O Centro-Oeste brasileiro é a região que apresentou o maior crescimento de rebanhos bovinos, e hoje apresenta um plantel de 34,4% do rebanho. Vale destacar o crescimento exponencial de rebanho que a região norte teve no período entre 1974, onde representava 2,4% do rebanho nacional, e 2016, onde representando 22% do rebanho (Figura 13).

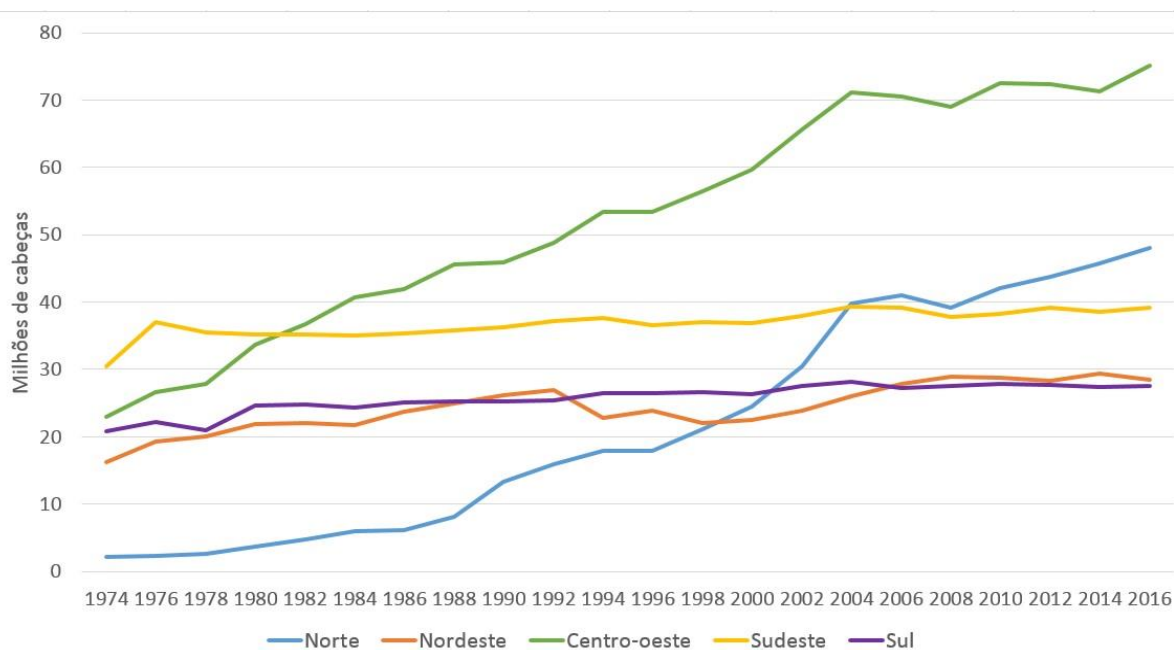


Figura 13 - Evolução do rebanho bovino, por região, no Brasil.
Fonte: IBGE, 2017.

Apesar do crescimento do rebanho, houve uma redução das áreas de pastagem no país de 7% entre 1975 e 2006 (Figura 14), o que mostra uma tendência de aumento da taxa de lotação animal, com criação de animal em confinamento ao invés do uso de pastagem extensiva (ESTEVEZ et al., 2017). Em 2018, o total de cabeças abatidas em confinamento no Brasil já representava 12,6% do total de abates no Brasil.

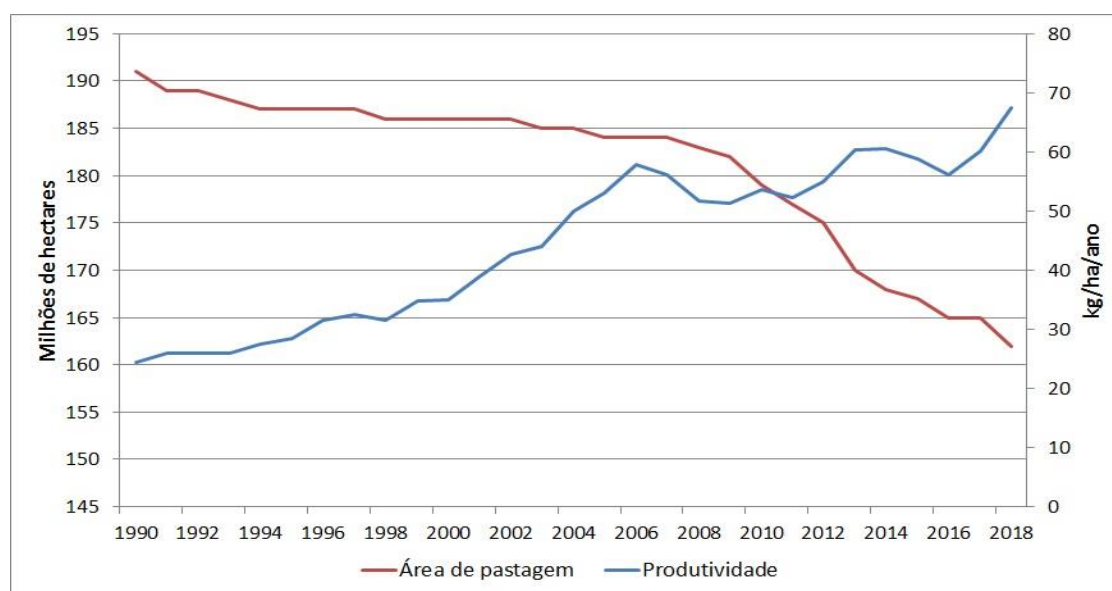


Figura 14 – Evolução da área de pastagem no Brasil e produtividade.
Fonte: ABIEC, 2019.

Apesar da expansão da atividade pecuária no Brasil, sua produção é um dos principais contribuintes para os problemas ambientais do mundo (GALLOWAY et al., 2010 apud WEISS e LEIP, 2012). Nos sistemas agropastoris, a pecuária é responsável por 18% das emissões globais equivalentes de dióxido de carbono, principalmente devido à fermentação entérica e ao manejo de dejetos (DE VRIES et al., 2012).

Os principais produtos da atividade pecuária são a carne animal e o couro. O sebo consiste na gordura bovina, obtida no processo de abate de gado, juntamente com sangue, ossos e entranhas (RICO e SAUER, 2015). Além disso, a atividade pecuária gera diariamente esterco, um resíduo inicialmente sem valor agregado (LIJÓ et al., 2017).

O sebo pode ser usado como insumo na cadeia produtiva do biodiesel (ESTEVEZ et al., 2017). Seu uso pode evitar a sua disposição inadequada, sem tratamento, em corpos d'água (PEREIRA et al., 2012). O sebo de carne é uma matéria-prima que além de transformar um resíduo de baixo valor agregado em biocombustível também oferece uma ampla gama de vantagens energéticas, ambientais e econômicas (NELSON e SCHROCK, 2006): (a) não compete com mercado alimentício; (b) possui maior número de cetano (que mede a qualidade de ignição de um combustível para máquinas diesel e tem influência direta na partida do motor e no seu funcionamento sob carga); (c) possui maior estabilidade de oxidação e menor índice de iodo (que indica a quantidade de insaturações presente na gordura); (d) possui menores emissões de NO_x; (e) é economicamente mais barato (TAVARES, 2012).

Apesar disso, o uso de gordura animal na preparação do biodiesel é prejudicado pela sua solidificação em temperatura ambiente, pelo percentual de enxofre maior do que o encontrado nos óleos vegetais e pelo alto ponto de fluidez (WYATT et al., 2005; CHENDYNSKI et al., 2014).

De 2005 (dois anos após o início do PNPB) a 2007, o processamento de sebo em biodiesel aumentou quase seis vezes. Em 2010, a produção de biodiesel foi o principal destino para o sebo, representando cerca de 70% do sebo total consumido no país.

Dos animais criados em sistemas confinados, ainda é possível utilizar o esterco na geração de biogás (DE VRIES et al., 2012; RODRIGUEZ-VERDE et al., 2014). O estrume é um resíduo da pecuária que, a princípio, não tem valor comercial e é responsável por impactos ambientais em categorias como gases de efeito estufa e eutrofização (BATTINI et al., 2014). Seu uso na produção de biogás é uma maneira ambientalmente benéfica não apenas para reduzir esses impactos, mas também para produzir energia e digestato,

biofertilizante com maior qualidade nutricional do que o uso de esterco bruto, comumente usado como adubo nos solos (WHITING e AZAPAGIC, 2014; FANTIN et al., 2015).

Os diferentes tipos de esterco apresentaram variação na composição orgânica (38-75%), teor de matéria seca (1,5-45,7%) e conteúdo energético, afetando a produção de biogás e as consequentes emissões (NKOA, 2014).

A Tabela 3 apresenta algumas características da composição dos esterco suíno e bovino e produção de biogás correspondente. Bovinos possuem maior porte corporal, portanto consomem mais ração e geram mais excretas e consequentemente mais biogás por animal dia. Apesar disso, ao observar o fator de conversão da quantidade de biogás gerada por quilograma de esterco, verifica-se que o esterco suíno possui uma eficiência de conversão de biogás 2,2 vezes maior do que o esterco bovino.

Tabela 3- Caracterização comparativa dos esterco suíno e bovino.

	Suíno	Bovino
Excrementos (kg dia ⁻¹)	2,25	10,00
Biogás (m ³ dia ⁻¹)	0,18	0,36
Fator de conversão (kg biogás [kg excreta] ⁻¹)	78,00	36,00
Matéria seca (%)	5,00	7,00
N total (kg t ⁻¹)	5,05	5,47
N disponível (kg t ⁻¹)	3,78	3,29
N orgânico (kg t ⁻¹)	1,27	2,18
Fosfato (kg t ⁻¹)	1,21	1,02

Fonte: Adaptado de Nkoa (2014) e da Costa (2011).

O esterco é um tipo de matéria-prima cuja gestão começa na excreção e é armazenado até o transporte para a planta de digestão anaeróbia (MEZZULLO et al., 2013; LIJÓ et al., 2017). As empresas têm diferentes tecnologias de coleta e gerenciamento: (a) sistemas básicos, onde todos os excrementos são misturados até a estabilização do esterco, como em tanques, lagoas facultativas, ou pilhas de compostagem (EBNER et al., 2015; VU et al., 2015); ou (b) sistemas complexos, onde o esterco é separado em frações líquidas e sólidas (urina e fezes, respectivamente) para uso posterior na digestão anaeróbica (CHERUBINI et al., 2015; HIJAZI et al., 2016).

2.3. ESTUDOS ENERGÉTICO-AMBIENTAIS DE FONTES DE BIOENERGIA

Diversos estudos foram conduzidos com o objetivo de conhecer a eficiência ambiental e energética de diferentes fontes de bioenergia. Assim, foi realizada uma pesquisa bibliográfica utilizando-se a Web of Science, o Scopus Google Scholar e o portal CAPES (acessado pela intranet da Universidade Federal do Rio de Janeiro) entre março de 2018 e abril de 2019. Os termos de pesquisa incluíram: ‘Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de biocombustíveis/ ou de bioenergia’, ‘Avaliação energética de sistemas de produção de biocombustíveis/ ou de bioenergia’, ‘Balanço energético de sistemas de produção de biocombustíveis/ ou de bioenergia’, ‘Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária’, ‘Avaliação energética de sistemas de integração Lavoura-Pecuária’, ‘Balanço energético de Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária’, ‘Avaliação energético-ambiental de Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária’, ‘Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária na produção de biocombustíveis/ ou bioenergia’, ‘Avaliação energético-ambiental de Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária na produção de biocombustíveis/ ou de bioenergia’.

A Tabela 4 apresenta 21 artigos, dos 150 estudos, que agrupam mais de três itens destacados nas palavras-chave. É importante ressaltar que nenhum dos artigos encontrados na literatura aborda sobre a otimização ambiental e energética de diferentes fontes de bioenergias geradas a partir de sistemas de integração lavoura-pecuária.

Tabela 4- Artigos que abordam avaliação ambiental e energética de diferentes fontes de bioenergia

	Bioenergias			Avaliação Ambiental	Avaliação Energética	Otimização	SILP
	Bioetanol	Biodiesel	Biogás				
Macedo et al. (2008)	x			x	x		
Liska et al. (2009)	x			x	x		
Tan et al. (2009)	x	x		x		x	
De Vries et al. (2010)	x	x		x	x		
Borjesson e Tufvesson (2011)	x		x	x	x		
Cucek et al. (2012)	x			x		x	
Fazio e Monti (2011)	x	x		x			
Seabra et al. (2011)	x			x	x		
Silalertruksa e Gheewala (2012)		x		x	x		
Cai et al. (2013)	x			x	x		
Kendall e Yuan (2013)	x	x		x			
Sá et al. (2013)	x	x			x		x
Guerra et al. (2014)	x			x	x		
Kemasuor et al. (2014)	x		x		x		
Nogueira et al. (2014)	x			x	x		
Petersen et al. (2014)	x	x	x		x		
Brondani et al. (2015)		x		x	x		
Ren et al. (2015)	x			x		x	
Tonini et al. (2016)	x		x	x			
Vadenbo et al. (2017)	x		x	x		x	
Vadenbo et al. (2018)	x		x	x		x	

Macedo et al. (2008) calcularam o balanço energético e emissões de GHG da produção de etanol anidro no centro-sul do Brasil. Os dados deste trabalho foram atualizados por Seabra et al. (2011). Os resultados mostraram o alto impacto da produtividade da cana e da variação do rendimento do etanol nos balanços de emissões e energético, bem como o impacto dos excedentes de bagaço e eletricidade na redução de emissões de GEE.

Liska et al. (2009) avaliaram a eficiência energética e as emissões de gases de efeito estufa no ciclo de vida do etanol de milho nos EUA. Os resultados sugerem que os sistemas de milho-etanol têm um potencial para mitigar as emissões de GEE e reduzir a dependência do petróleo importado para os combustíveis de transporte.

Tan et al. (2009) apresentaram uma abordagem de modelagem *fuzzy* de múltiplos objetivos para determinar a configuração ideal do sistema de bioenergia para as pegadas de

carbono, água e uso da terra. A abordagem é demonstrada através da análise de diferentes cenários para a produção integrada de biodiesel, etanol e eletricidade sob condições de demanda de energia das Filipinas.

De Vries et al. (2010) avaliaram a eficiência do uso de recursos e desempenho ambiental de nove principais culturas de biocombustível, processadas por técnicas de conversão de primeira geração. Os resultados destacaram que o biocombustível produzido a partir do dendê (no sudeste asiático), da cana-de-açúcar (no Brasil) e do sorgo sacarino (na China) mostrou-se mais sustentável, pois essas culturas fazem o uso mais eficiente da terra, água, nitrogênio e recursos energéticos, enquanto as aplicações de pesticidas são relativamente baixas em relação à energia líquida produzida.

Borjesson e Tufvesson (2011) analisaram a eficiência de recursos e desempenho ambiental de biocombustíveis a partir de cultivos agrícolas, incluindo na fronteira do estudo os impactos relativos a mudanças diretas no uso da terra. As conclusões gerais do estudo são que as mudanças diretas no uso da terra têm impacto significativo sobre os balanços de GEE e eutrofização para todos os biocombustíveis em estudo.

Cucek et al. (2012) realizaram uma otimização multicritério de cadeias regionais de fornecimento de biomassa para a conversão de biomassa em energia através da maximização simultânea do desempenho econômico e minimização das pegadas ambientais e sociais. Este trabalho concluiu que soluções mais rentáveis e menos nocivas ao meio ambiente podem ser obtidas com uma redução significativa no total de carbono e energia total.

Fazio e Monti (2011) realizaram uma avaliação do ciclo de vida de diferentes sistemas de produção de bioenergia, incluindo culturas perenes e anuais. No que diz respeito aos sistemas de bioenergia, o biodiesel de primeira geração foi menos impactante do que o bioetanol de primeira geração; a bioeletricidade foi menos impactante do que os biocombustíveis de primeira geração e que o bioetanol de segunda geração (por hidrólise termoquímica), mas mais impactante do que o biodiesel a partir de biomassa líquida e o bioetanol de segunda geração (por hidrólise enzimática).

Silalertruksa e Gheewala (2012) avaliaram a eficiência energética e o impacto ambiental dos sistemas de produção de biodiesel de palma na Tailândia. O balanço energético líquido mostra que o biodiesel de palma produz um ganho de energia líquido significativo e fornece uma boa oportunidade para reduzir a dependência da energia fóssil do país. Em relação ao impacto ambiental, o estudo verificou uma ampla variação nos resultados, podendo inclusive apresentar impacto superior ao diesel convencional.

Cai et al (2013) estudaram o desempenho ambiental (emissões de GHG) e energético de diferentes sistemas de produção de bioetanol de sorgo nos EUA. Os resultados mostram que a adição de matérias-primas de sorgo às opções existentes para produção de etanol poderia ajudar a atender aos requisitos de produção de bioetanol renovável exigidos pelo programa de Padrões de Combustível Renovável da EPA.

Kendall e Yuan (2013) realizaram ACV para diferentes opções de biocombustíveis. O estudo demonstrou que os biocombustíveis de primeira geração fornecem pouco ou nenhum benefício para as reduções de gases de efeito estufa (GEE) em comparação com os combustíveis derivados do petróleo, particularmente quando se consideram os efeitos indiretos. Combustíveis de segunda geração são destinados a alcançar maiores reduções de GEE e evitar outros problemas de sustentabilidade. ACV de biocombustíveis de segunda geração exibem grande variabilidade e incerteza, levando a resultados inconclusivos para o desempenho de determinadas vias (combinações de matérias-primas e combustíveis).

Sá et al. (2013) realizaram um balanço energético da produção de grãos, carne e biocombustíveis comparando sistemas especializados e mistos (SILP com dois tipos de manejo do solo). Os resultados apresentaram que a produção absoluta de energia renovável foi similar tanto em sistemas mistos quanto em sistemas especializados. Dentre os biocombustíveis em estudo (biodiesel de soja e bioetanol de milho), foi verificado maior balanço energético no processo de etanol. Apesar disso, todos os biocombustíveis produzidos apresentaram balanço energético positivo, podendo ser considerados energeticamente sustentáveis.

Guerra et al. (2014) avaliaram desempenhos ambiental e energético de diferentes cenários de co-geração de etanol a partir de cana-de-açúcar. Os resultados indicaram que a etapa agrícola foi a fase mais impactante do processo para todos os cenários. Além disso, as melhorias de eficiência na cogeração apresentaram ganhos ambientais para todas as categorias.

Kemasuor et al. (2014) estabeleceram a quantidade de demanda de energia de Gana que pode ser satisfeita usando os resíduos agrícolas do país, estrume animal, resíduos de extração de madeira e resíduos urbanos. Os resultados indicaram que o potencial de biogás é suficiente para substituir mais de um quarto do uso atual de lenha de Gana. Se convertido em etanol celulósico, o potencial estimado pode alcançar projeções de 10% dos biocombustíveis em nível nacional em 2020.

Nogueira et al (2014) estudaram o desempenho ambiental e termodinâmico (energético e exergético) da integração de processos de etanol de cana e milho, com enfoque nas alternativas de combustíveis utilizados na etapa de cogeração de energia. De maneira geral, os cenários que utilizaram somente milho apresentaram melhores desempenhos ambientais, enquanto os que utilizavam cana-de-açúcar apresentaram melhor desempenho energético.

Petersen et al. (2014) aplicaram os princípios de eficiência de recursos à análise das opções de bioenergia da União Europeia até 2020. Apesar de ser impulsionado pelas forças de mercado, o modelo 1 apresentou 62% menos emissões de GEE do que se a energia fosse gerada com combustíveis fósseis, enquanto restrições ambientais mais rigorosas, como apresentadas no modelo 3, levam a uma carga substancialmente menor de CO₂eq, que representam uma redução de 80% em comparação aos combustíveis fósseis.

Brondani et al. (2015) utilizaram as metodologias de ACV e de eficiência energética para avaliar a produção de biodiesel a partir da soja no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Comparando os setores de processo individuais, o setor agrícola teve o maior impacto ambiental. Em termos de ganho de energia, a produção de biodiesel apresentou um ganho líquido de energia de 3,08 unidades de energia útil quando se considera os coprodutos glicerina e farelo de soja.

Ren et al. (2015) realizaram a priorização das rotas de produção de bioetanol na China com base na avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida e tomada de decisões multicritério. A principal contribuição do estudo é testar a combinação de uma metodologia decisão multicritério e avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida para a tomada de decisões. O método proposto possibilita que os tomadores de decisão (*stakeholders*) encontrem o cenário mais sustentável para alcançar seus objetivos entre várias alternativas.

Tonini et al. (2016) realizaram uma ACV consequencial da bioeletricidade, biometano e bioetanol produzidos a partir de 24 biomassas para estimar suas emissões de GEE. Os resultados mostraram que o uso de resíduos e algas como substrato na geração de bioenergias leva a importantes economias de GEE. Apesar disso, as emissões de GEE a partir da MUT superaram qualquer economia de GEE resultante do deslocamento de fontes de energia convencionais, demonstrando que a MUT é a maior responsável por emissões de GEE na produção de bioenergias a partir de fontes agrícolas.

Vadenbo et al. (2017) desenvolveram um modelo de otimização multiobjetivo para identificar sistematicamente o uso ambientalmente ótimo de biomassa para energia sob

determinadas restrições do sistema. A formulação multiobjetivo baseada em intervalos para seis categorias de impacto ambiental resultou em reduções de impacto de 13 a 43% em comparação com o sistema de referência.

Vadenbo et al. (2018) objetivaram identificar estratégias ambientalmente ótimas para a bioenergia na Suíça, considerando a disponibilidade de recursos domésticos de biomassa, o contexto do sistema energético e uma perspectiva consequential do ciclo de vida, utilizando a modelagem descrita por Vadenbo et al. (2017). Os resultados sugerem que o aumento da implantação de energia a partir de madeira e esterco, representam as principais fontes de potencial de bioenergia na Suíça, oferecendo vários benefícios da perspectiva do ciclo de vida ambiental.

2.4. AVALIAÇÃO ENERGÉTICA

A energia consiste em uma necessidade humana para os meios de produção e para o aumento da qualidade de vida das sociedades nos seus diferentes usos: doméstico, industrial e transporte. Assim, a energia é capaz de melhorar o bem-estar social e econômico, através da geração de riquezas industriais e comerciais para a sociedade (IAEA, 2005).

O desenvolvimento sustentável preconiza o desenvolvimento que atende as necessidades atuais sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender suas próprias necessidades.

Neste sentido, o estudo “Indicadores de Energia para o Desenvolvimento Sustentável” foi desenvolvido com o intuito de definir um conjunto de indicadores, bem como diretrizes e metodologias úteis para formuladores de políticas, analistas de energia e estatísticos (IAEA, 2005).

Estes indicadores podem ajudar a: (i) integrar energia em programas socioeconômicos; (ii) combinar mais energia renovável, eficiência energética e tecnologias avançadas de energia para atender à crescente necessidade de serviços de energia; (iii) aumentar a quota de opções de energias renováveis; (iv) reduzir a queima e a ventilação de gás; (v) estabelecer programas nacionais de eficiência energética; (vi) melhorar o funcionamento e transparência das informações nos mercados de energia; (vii) reduzir as distorções de mercado e (viii) auxiliar os países em desenvolvimento em seus esforços internos para fornecer serviços de energia a todos os setores de suas populações.

De maneira geral o setor energético requer mudanças significativas tanto na geração e distribuição quanto no uso final da energia, o que na prática, retrata uma necessidade de substituição da matriz energética fóssil por uma matriz energética a partir de fontes renováveis (Menkes, 2004).

As fontes primárias de energia mais usadas no mundo são: petróleo, carvão mineral, gás natural, energia nuclear, água, lenha, biomassa, etc. Do total de energia transformadas em 2016, aproximadamente 90% se originam de fontes fósseis e 10% de fontes renováveis (WEC, 2016). A partir do relatório da IEA (2018) espera-se que a participação das fontes renováveis na demanda global por energia cresça até 2023 e atinja 12,4%, conforme Figura 15.

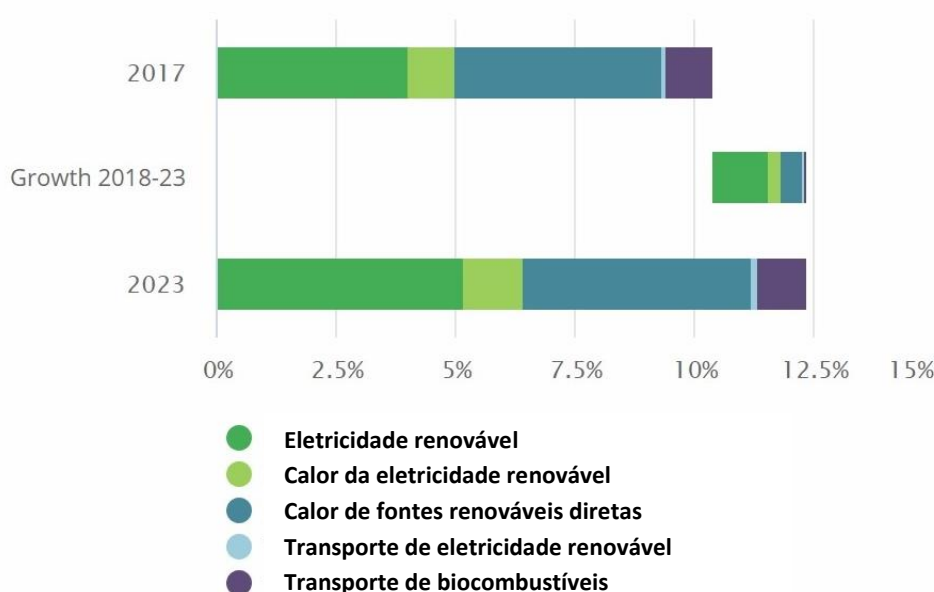


Figura 15 - Participação de energias renováveis modernas no total do consumo final de energia por setor, 2017-23.

Fonte: IEA, 2018.

Dentre as fontes renováveis, estima-se que a bioenergia seja a maior fonte de crescimento do consumo renovável no período de 2018 a 2023 (IEA, 2018). O Conselho Mundial de Energia define bioenergia para incluir biomassa tradicional (por exemplo, resíduos florestais e agrícolas), biomassa moderna e biocombustíveis (WEC, 2016).

A escolha pela melhor fonte energética deve ser baseada algumas premissas como a viabilidade econômica, a oferta de recursos renováveis e a sustentabilidade das alternativas em questão.

De acordo com Urquiaga et al. (2005), o balanço energético é um dos indicadores mais apropriados para avaliar a viabilidade técnica de programas de bioenergia. O balanço energético descreve a quantidade de energia obtida em relação à quantidade de energia usada no sistema, refletindo o ganho líquido da saída pelas entradas da reação (HEITSCHMIDT et al. 1996).

Para que o biocombustível derivado de uma fonte possa ser considerado em um programa bioenergético, a razão do ganho líquido da saída pelas entradas da reação deve ser superior a um (SÁ et al., 2013). Desta maneira, os estudos em bioenergia devem realizar balanços energéticos visando à eficiência energética, ou seja, a busca pela otimização no uso de energia.

Assim, aprimorar a eficiência de um processo significa usar menos energia primária (reduzir o consumo) para produzir a mesma quantidade de saída útil, seja na forma de um produto ou serviço (SCARPETTA, 2014). Esta redução pode ocorrer pela substituição de uma fonte energética por outra mais eficiente no uso final.

Entretanto quantificar o potencial para aumentar a eficiência energética é complexo e está sujeito a incertezas em função do grande número de tecnologias envolvidas, custos e restrições financeiras, etc. (MENKES, 2004). Além disso, a avaliação da eficiência pode ser dada a partir de métodos paramétricos e não paramétricos. Diferentemente dos métodos não paramétricos, os métodos paramétricos supõem a existência de uma função matemática definida entre os insumos e produtos (SOUZA, 2003).

Segundo Patterson (1996), existem quatro grupos de indicadores relacionados de eficiência energética: termodinâmico; físico-termodinâmico; econômico-termodinâmico; e econômico.

(1) Termodinâmico: são indicadores que dependem inteiramente de medidas derivadas da ciência da termodinâmica. Alguns desses indicadores podem relacionar o uso real de energia a um processo "ideal".

(2) Físico-termodinâmica: são indicadores híbridos onde a energia de entrada ainda é medida em unidades termodinâmicas, mas a saída é medida em unidades físicas.

(3) Econômico-termodinâmico: são indicadores híbridos onde a saída do processo é medida em termos de preços de mercado, enquanto a entrada de energia é medida em termos de unidades termodinâmicas convencionais.

(4) Econômico: esses indicadores medem mudanças na eficiência energética puramente em termos de valores de mercado, ou seja, tanto a entrada de energia quanto a saída do processo são enumeradas em termos monetários.

O uso de cada um destes indicadores depende exclusivamente do objetivo do estudo. Brondani et al. (2015), por exemplo, utilizaram o indicador físico-termodinâmico visto que este indicador permite a mensuração objetiva dos requisitos de consumo para uso final, e o estudo objetivava averiguar as vantagens de se utilizar medições físicas e termodinâmicas.

Em relação às entradas de energia no sistema propriamente dito, de acordo com Sheehan et al. (1998), existem vários tipos de fluxos de energia através de cada ciclo de vida do combustível:

- Energia primária total, considera que todas as matérias-primas extraídas do meio ambiente podem conter energia;
- Energia de matéria-prima, energia contida nas matérias-primas que acabam diretamente no produto;
- Energia de processo, energia contida nas matérias-primas extraídas do meio ambiente que não contribuem para a energia do produto combustível, mas é necessária no processamento de matérias-primas;
- Energia fóssil, energia primária que vem especificamente de fontes fósseis (carvão, petróleo e gás natural);
- Energia do Produto Combustível, energia contida no produto final do combustível, que está disponível para trabalhar em um motor.

Para o cálculo de balanços energéticos de biocombustíveis existem diferentes abordagens metodológicas, o que dificulta comparações de resultados. Hill et al. (2006) definiram o “balanço energético líquido” (NEB – net energy balance) como a diferença no conteúdo de energia do biodiesel e combustíveis fósseis e outras fontes de energia que são necessárias para produzi-lo. Segundo Silalertruksa e Gheewala (2012), a partir do NEB, obtém-se dois tipos de eficiência energética. Estes tipos foram descritos por Sheehan et al. (1998) como: Razão da Energia Líquida (NER – *net energy ratio*) e Razão da energia fóssil (FER - *fossil energy ratio*).

A razão da energia líquida (NER), também chamada de Eficiência Energética do Ciclo de Vida, consiste na razão entre a energia total gerada (obtida a partir do poder

calorífico do combustível) e a energia total consumida (energia primária de todos os insumos de energia no processo) (Sheehan et al., 1998) de acordo com a Equação 1.

$$NER = \frac{\text{Energia total gerada}}{\text{Energia Primária total consumida}} \quad (1)$$

O resultado pode ser interpretado como a eficiência na conversão de energia primária em biocombustíveis. Essa eficiência energética é importante para os combustíveis fósseis, mas isso não fornece um conceito útil para os biocombustíveis (Mourad et al., 2011).

Os subprodutos que possuem conteúdo energético podem ser contabilizados na produção de energia se forem usados para produção de energia em substituição a combustível fóssil ou eletricidade (Mata et al., 2011). O balanço energético proposto por Silalertruksa e Gheewala (2012) e Gazzoni et al. (2006) se diferenciam do descrito na Equação 1 por Sheehan et al. (1998) por incluir o conteúdo energético dos coprodutos envolvidos no processo, não somente o poder calorífico do combustível.

A razão da energia fóssil (FER) consiste na razão entre a quantidade de energia que vai para o produto final de combustível (obtida a partir do poder calorífico do combustível) e a quantidade de energia fóssil de entrada (energia não renovável) necessária para a produção de combustível (Sheehan et al., 1998), de acordo com a Equação 2.

$$FER = \frac{\text{Energia total produzida}}{\text{Energia Fóssil consumida}} \quad (2)$$

FER é também chamado de Fator de Renovabilidade, uma vez que mede o grau em que um determinado combustível é ou não é renovável (Pradhan et al. 2008). Quanto maior o valor de FER menos energia fóssil é usada para a mesma produção de energia. Uma FER maior que um pode ser usada para substituir a energia usada na produção, por exemplo. Nesse sentido, teoricamente, FER pode ser infinita se nenhuma energia fóssil for necessária para a produção de combustível, o que significa que é totalmente renovável (Mata et al., 2011).

Autores como Silalertruksa e Gheewala (2012), Lam et al. (2009), De Vries et al. (2010), Macedo et al. (2008), adaptaram a Equação 2, originalmente proposta por Sheehan et al. (1998) para incluir o conteúdo energético dos coprodutos envolvidos no processo.

Assim, quando o fator NER for maior do que 1, isso indica que o sistema de bioenergia possui ganho líquido de energia. Por outro lado, quando FER apresenta fator maior do que 1, é um requisito mínimo para indicar que o sistema de bioenergia pode ajudar a reduzir a dependência da energia fóssil (Silalertruksa, e Gheewala, 2012).

A energia total produzida, dada nas equações 1 e 2, é obtida a partir do poder calorífico dos combustíveis gerados. O Poder calorífico superior (PSC) e o Poder calorífico inferior (PCI) são frequentemente usados na análise de processos de combustão ou gaseificação, permitindo a comparação entre vários combustíveis (CROCKER, 2010). O PCS, também referido como valor calorífico bruto, é obtido a partir da energia liberada na forma de calor, incluindo o calor latente de vaporização da água. O PCI, também referido como o valor calorífico líquido, é dado somente pela energia liberada na forma de calor, não incluindo o calor latente de vaporização. Embora o PCS tenha aceitação mais ampla na caracterização da biomassa, os modelos de estimativa do desempenho de motores geralmente utilizam o PCI do combustível (Mehta e Anand, 2009).

2.5. AVALIAÇÃO AMBIENTAL

Os recorrentes desastres ocorridos na história levaram a um aumento da preocupação com os problemas ambientais, exigindo, conseqüentemente, uma maior responsabilização de indústrias e empresas pelos impactos decorrentes de suas atividades. Uma ferramenta muito utilizada para auxiliar na adoção de estratégias ambientais é a Análise do Ciclo de Vida (ACV).

A ACV é uma técnica que permite quantificar e avaliar os impactos ambientais associados a todas as etapas do ciclo de vida de um produto ou processo, desde a extração de matéria-prima até o processamento, manufatura, distribuição, uso, reparo e manutenção e descarte ou reciclagem de materiais. Esta análise ocorre a partir de uma pesquisa detalhada de entradas energéticas e mássicas, além do transporte de produtos e subprodutos de cada uma das fases de um sistema. Assim, esta ferramenta auxilia na identificação de oportunidades de melhoria do desempenho ambiental de produtos e processos ao longo de todo o seu ciclo de vida (ABNT NBR ISO 14040, 2006).

De acordo com a ABNT NBR ISO 14040 (2006), a análise do ciclo de vida de um produto ou processo inclui 4 etapas básicas: definição de objetivo e escopo; avaliação de

inventário de ciclo de vida (ICV); avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV); e interpretação dos resultados.

Na etapa de definição de objetivo e escopo define-se o objetivo do estudo, incluindo as razões e aplicações para a realização da ACV, incluindo a escolha das categorias/métodos de avaliação de impacto a serem usados, o público-alvo e intenção de divulgação de resultados.

Além disso, nesta etapa também é definido o escopo do estudo, que deve conter:

- i) Descrição do sistema e os limites (fronteiras) da análise;
- ii) Funções (requisitos necessários para o produto ou processo);
- iii) Unidade funcional (quantificação das funções definidas);
- iv) Fluxo de referência (quantidade de produto necessária para cumprir a unidade funcional);
- v) Escolha da abordagem de repartição entre os produtos obtidos em cada processo produtivo.

A etapa de Avaliação de Inventário de Ciclo de Vida (ICV) é responsável pela seleção e quantificação dos fluxos mássicos e energéticos de entrada e saída de cada processo produtivo. Os dados de um ICV podem ser diferenciados pela sua origem e pelo seu nível de proximidade do produto estudo.

Quanto à origem dos dados, estes podem ser primários (quando coletados pelo próprio analista); ou secundários (quando retirados de relatórios ou bancos de dados).

Quanto ao nível de proximidade dos dados em relação ao produto os dados podem ser classificados em diretos (dados que fazem parte das primeiras fronteiras do estudo) e indiretos (dados que não estão diretamente relacionados aos limites iniciais do produto, mas que são incluídos no ICV).

Os dados de entradas e saídas coletados no ICV permitem o cálculo dos impactos ambientais na etapa de Avaliação de Impacto.

Na etapa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) os fluxos definidos no inventário são convertidos em impactos ambientais a partir da multiplicação dos insumos utilizados em um determinado processo, por fatores de emissão, usando equivalências que padronizam os impactos/emissões em unidades comuns.

A quantificação dos impactos e emissões ambientais é dada por diferentes categorias de impacto, tais como potencial de aquecimento global, eutrofização, ecotoxicidade, acidificação, *smog*, depleção de ozônio, depleção de recursos, etc. Estas categorias podem

estar agrupadas em diferentes métodos de avaliação de impacto e podem apresentar diferentes pesos para uma mesma categoria de impacto, dependendo também das substâncias incluídas.

Dentre as principais categorias de impacto avaliadas destaca-se a de Potencial de Aquecimento Global (GWP - *Global Warming Potential*) que foi desenvolvido para permitir comparações dos impactos do aquecimento global e emissões crescentes de gases que contribuem para absorção da radiação e em consequência, que provocam o efeito estufa (EPA, 2019).

O Potencial de Aquecimento Global foi desenvolvido para permitir comparações dos impactos do aquecimento global de diferentes gases (EPA, 2019). Assim, a categoria de impacto GWP é amplamente avaliada em estudos de ACV de bioenergia, pois permite a avaliação de impacto em uma perspectiva global, cruzando fronteiras regionais e nacionais (Esteves et al., 2019).

Na última etapa os resultados de avaliação de impacto são avaliados para validar se estão de acordo com o objetivo e escopo definidos. A interpretação também permite que sejam obtidas conclusões da análise dos resultados. Estas, por sua vez, possibilitam a identificação de questões significativas e pontos críticos do ciclo que necessitem de melhorias, permitindo a implementação de estratégias de produção que vise à sustentabilidade ambiental.

A grande variação em termos de escolhas, pressuposições e resultados diversos em uma ACV indica que a interpretação dos resultados ainda é muito complexa e não há um caminho metodológico preferível para resolver a questão da decisão final. Assim, métodos auxiliares como métodos de decisão multicritério (*Multi-Criteria Decision methods* – MCDM) estão sendo usados em estudos de ACV para auxiliar a interpretação de resultados (ZANGHELINI et al., 2018).

2.6. PROGRAMAÇÃO MULTIOBJETIVO EM SISTEMAS AMBIENTAIS

Os métodos de decisão multicritério (MCDM - *Multi-Criteria Decision methods*) surgiram como forma de lidar com problemas dependentes de diferentes fatores, padronizando o processo de tomada de decisão através de modelagem matemática, auxiliando o decisor a resolver problemas nos quais existem diversos objetivos a serem alcançados simultaneamente. O modelo básico para o processo decisório consiste em:

- i) Possuir uma base de dados;
- ii) Realizar o processamento dos dados;

- iii) Obter um conjunto de informações;
- iv) Processar as informações;
- v) Tomada de decisão.

Os MCDM reconhecem a subjetividade inerente aos problemas de decisão, utilizando julgamento de valor como forma de tratar os métodos cientificamente. Os MCDM podem ser classificados em quatro categorias: i) Programação matemática multiobjetivo (*Multi objective mathematical programming* – MOMP); ii) teoria da utilidade multiatributo (*multi attributive utility theory* - MAUT); iii) abordagens não clássicas; iv) Métodos de superação, também chamado de Métodos de Sobreposição (*outranking*). Cada uma dessas categorias possui diferentes métodos, conforme detalha a Figura 16.

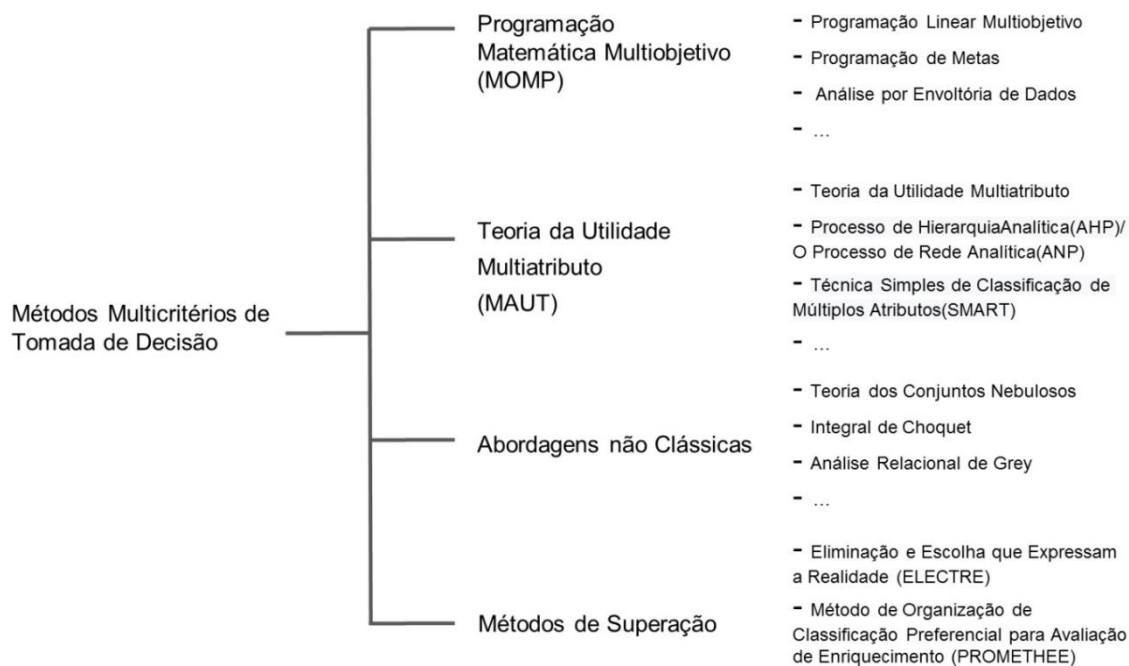


Figura 16 - Categorização de métodos de decisão multicritério.
Fonte: Adaptado de Beck e Hofmann (2012).

Na programação matemática multiobjetivo podem ser diferenciadas a programação linear multiobjetivo, a programação por metas, a análise envoltória dos dados, etc. Problemas de otimização são definidos como o processo de busca por variáveis de projeto que resultem no valor extremo (máximo ou mínimo) de uma ou mais funções do problema em questão. A otimização pode ser definida como o conjunto de procedimentos dos quais se busca minimizar ou maximizar uma determinada função objetivo, sujeita ou não a restrições de igualdade e desigualdade, obtendo um melhor aproveitamento dos recursos disponíveis

(GONÇALVES, 2011). As equações 3, 4, 5, 6 resumem a notação genérica de problemas de otimização.

$$\text{Min/Max } f_{obj}(x) \quad (3)$$

Sujeito a:

$$g(x) \leq 0 \quad (4)$$

$$h(x) = 0 \quad (5)$$

$$lb \leq x \leq ub \quad (6)$$

Onde:

x é o vetor de variáveis independentes, que aparecem na função objetivo, a se otimizar;

f_{obj} é a função objetivo cujo máximo ou mínimo deseja-se determinar;

g é o conjunto de restrições de desigualdade;

h é o conjunto de restrições de igualdade;

lb é o limite inferior da variável de projeto;

ub é o limite superior da variável de projeto.

Inicialmente, os problemas de otimização podem ser classificados quanto à linearidade da função-objetivo e das funções de restrição em programação linear e programação não-linear, sendo as variáveis de decisão contínuas ou discretas. Um problema de programação não linear, diferentemente do linear, caracteriza-se por envolver a maximização ou minimização de uma função-objetivo não linear na presença de restrições não lineares (Bazaraa et al., 2011).

O software MATLAB[®] apresenta uma caixa de ferramentas de otimização para minimização (ou maximização) de funções lineares e não lineares (Tabela 5). A caixa de ferramentas é uma coleção de funções que ampliam a capacidade do ambiente de computação numérica do programa (COLEMAN et al., 2019), e inclui rotinas para muitos tipos de otimização, como:

- Minimização não linear irrestrita;
- Minimização não linear restrita, incluindo problemas de alcance de metas, problemas de minimax e problemas de minimização semi-infinitos;
- Programação quadrática e linear;
- Mínimos quadrados não lineares e ajuste de curvas;

- Sistema não linear de resolução de equações;
- Mínimos quadrados lineares restritos;
- Problemas escassos e estruturados em larga escala.

Tabela 5 - Funções de minimização da caixa de ferramentas de otimização do software MATLAB®

Tipo	Formulação	Solver
Minimização escalar	$\min_x f(x)$ Tal que $lb < x < ub$ (x é escalar)	fminbnd
Minimização sem restrição	$\min_x f(x)$	fminunc, fminsearch
Programação linear	$\min_x f^T x$ Tal que $A \cdot x \leq b, Aeq \cdot x = beq, lb \leq x \leq ub$	linprog
Programação linear inteira mista	$\min_x f^T x$ Tal que $A \cdot x \leq b, Aeq \cdot x = beq, lb \leq x \leq ub,$ $x(\text{intcon})$ é um valor inteiro	intlinprog
Minimização quadrática	$\min_x \frac{1}{2} x^T H x + c^T x$ Tal que $A \cdot x \leq b, Aeq \cdot x = beq, lb \leq x \leq ub$	quadprog
Minimização com restrição	$\min_x f(x)$ Tal que $c(x) \leq 0, ceq(x) = 0, A \cdot x \leq b,$ $Aeq \cdot x = beq, lb \leq x \leq ub$	fmincon
Minimização semi-infinita	$\min_x f(x)$ Tal que $K(x, w) \leq 0$ para todo $w, c(x) \leq 0,$ $ceq(x) = 0, A \cdot x \leq b, Aeq \cdot x = beq, lb \leq x \leq ub$	fseminf
Alcance de objetivos	$\min_{x, y}$ Tal que $F(x) - w \cdot y \leq \text{goal}, c(x) \leq 0, ceq(x) = 0,$ $A \cdot x \leq b, Aeq \cdot x = beq, lb \leq x \leq ub$	fgoalattain
MinMax	$\min_x \max_i F_i(x)$ Tal que $c(x) \leq 0, ceq(x) = 0, A \cdot x \leq b,$ $Aeq \cdot x = beq, lb \leq x \leq ub$	fminimax

Fonte: Coleman et al. (2019).

Existem problemas de otimização mono-objetivo e multiobjetivo. A mono-objetivo procura encontrar a “solução ótima” de um problema, enquanto a otimização multiobjetivo objetiva não somente encontrar o conjunto de soluções em equilíbrio com todos os objetivos

envolvidos, como também manter a diversidade entre as soluções, garantindo que elas estejam bem distribuídas no espaço de soluções.

Em problemas de otimização multiobjetivo, se supõe que todas as funções-objetivo são conflitantes, ou seja, a minimização de uma acarreta o aumento de pelo menos uma outra função (ALIANO FILHO, 2016).

Existem 2 abordagens principais de otimização multiobjetivo: por métodos determinísticos (com derivadas ou de busca direta) ou por métodos estocásticos.

De maneira geral, a abordagem por métodos determinísticos não utiliza variáveis aleatórias, e toda a relação de entrada e saída do modelo é determinada conclusivamente, o que significa que, dada uma determinada entrada, sempre será produzida a mesma saída. Os métodos determinísticos com derivadas fazem uso de derivadas para a determinação do ponto ótimo. Já os métodos de busca direta determinam uma direção de busca através do valor da função objetivo, com exploração do espaço das variáveis de decisão, e avanço na direção do melhor resultado encontrado.

A abordagem por métodos estocásticos, também conhecido por “soluções de pareto ótimas” ou “identificação de fronts”, utilizam variáveis aleatórias, o que significa que o estado é determinado aleatoriamente e que cada execução fornece resultados diferentes, cabendo ao decisor a escolha de qual é a melhor solução. A fronteira de Pareto limita as soluções de múltiplos objetivos a um “espaço objetivo viável”, conforme Figura 17.

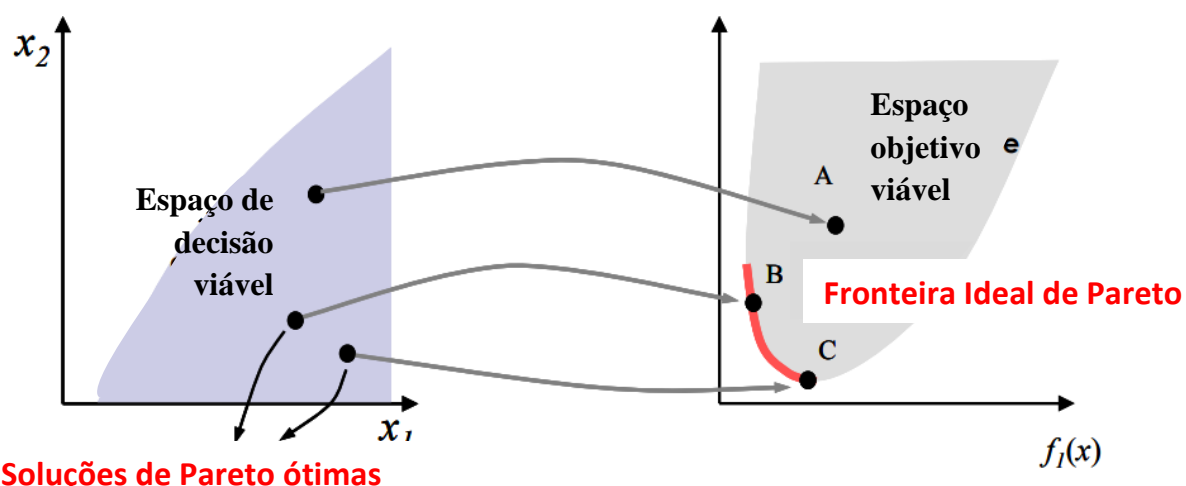


Figura 17 – Fronteira de Pareto limitando as soluções.
Fonte: Hermes (2018).

As duas abordagens geralmente exibem características e méritos diferentes, em termos de velocidade de convergência, precisão (em função do nível de refinamento) e robustez (em função do alcance da pesquisa) (Capasso, 2015), conforme detalha a Tabela 6.

Tabela 6 – Diferenciação dos métodos determinístico e estocástico

	Método determinístico	Método estocástico
Velocidade de convergência	Alta	Baixa
Precisão, em função de uma forte busca local ou componente de refinamento	Alta	Baixa
Robustez, em função de um forte componente de pesquisa global	Baixa	Alta

Dentre os métodos determinísticos, para resolver problemas multiobjetivo, encontram-se:

- i) Método da soma ponderada – transforma o problema multiobjetivo em um problema mono-objetivo através da atribuição de pesos para cada objetivo, a fim de alcançar o ponto ótimo (Martins, 2017);
- ii) Programação por compromissos (*Compromise Programming*) – consiste em um processo iterativo que possui uma única solução que está mais próxima de uma solução estabelecida com sendo a ideal. Este método utiliza a norma de um vetor;
- iii) Método de programação por metas (*Goal Programming*) - usa uma técnica que permite a modelagem e a busca de uma solução que apresente mínimo desvio em relação às metas (arbitrárias) estabelecidas pelo decisor (Martins, 2017);
- iv) Método ϵ -restrito - mantém a otimização do objetivo mais importante sujeitando-se às restrições dos outros objetivos (Pantuzza Jr, 2011).

Dentre os métodos estocásticos, para resolver problemas multiobjetivo encontra-se:

- i) Algoritmo genético - métodos de busca estocásticos que seguem uma heurística de evolução biológica natural: operam sobre uma população de potenciais soluções aplicando o princípio de sobrevivência do mais apto para produzir soluções cada vez melhores para o problema.

2.6.1. Método da soma ponderada

O método da soma ponderada permite converter o problema de otimização multiobjetivo como um problema de otimização matemática de objetivo único. Essa função

objetiva única é construída como uma soma das funções objetivo multiplicadas pelos coeficientes de ponderação (Pantuza Júnior, 2011). O peso de cada objetivo deve expressar sua importância relativa no conjunto $F(x)$ original, conforme Equações 7, 8, 9 e 10.

$$\text{Min } \sum w_i f_i(x) = w F(x) \quad (7)$$

Sujeito a:

$$g(x) \geq 0 \quad (8)$$

$$h(x) = 0 \quad (9)$$

$$lb \leq x \leq ub \quad (10)$$

Onde:

x é o vetor de variáveis independentes, que aparecem na função objetivo, a se otimizar;

F_i é a função objetivo cujo máximo ou mínimo deseja-se determinar;

W_i é o peso atribuído a cada função objetivo $F_i(x)$;

g é o conjunto de restrições de desigualdade;

h é o conjunto de restrições de igualdade;

lb é o limite inferior da variável de projeto;

ub é o limite superior da variável de projeto.

Neste método, a função-objetivo agregada é linear dentro do espaço de objetivos, onde possui inclinação determinada pela intensidade dos pesos. Assim, o novo problema de minimização pode ser interpretado como sendo encontrar a menor curva de nível que toca a região Λ obtida a partir da fronteira de pareto, que pode apresentar curvatura convexa e não convexa, conforme Figura 18.

Em problemas convexos, o ótimo local é o ótimo global visto que estes problemas são uni modais. Já em problemas não-convexos, geralmente o que se obtém é o ótimo local cuja bacia de atração contém a condição inicial (GONÇALVES, 2011).

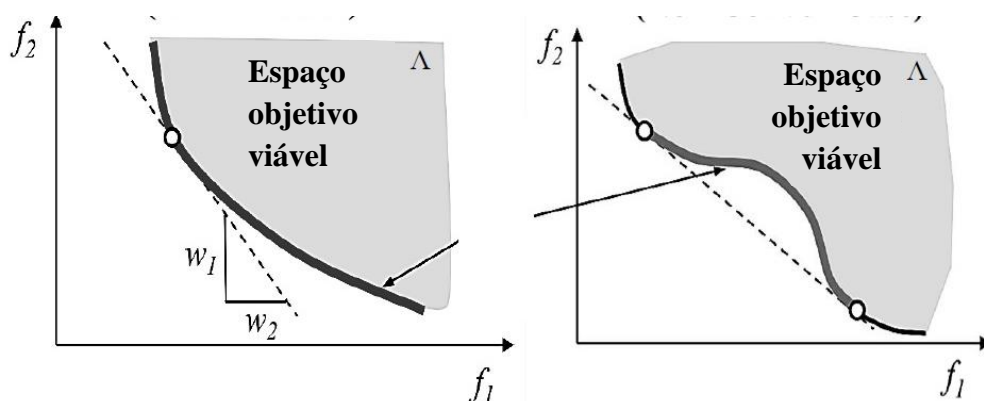


Figura 18 – Fronteira de Pareto com curvatura convexa (a) e não convexa (b).
Fonte: Secchi (2015).

Os pesos de cada função objetivo são normalmente atribuídos pelo tomador de decisão com base no conhecimento intrínseco do problema. No entanto, diferentes funções objetivo podem ter diferentes magnitudes e unidades. A esse respeito, evidencia-se a importância dos dados passarem por um processo de normalização para obter uma solução ótima de Pareto consistente com os pesos atribuídos pelo tomador de decisão (JADIDI et al., 2014). Alguns dos possíveis esquemas de normalização são:

- normalizar pela magnitude da função objetivo no ponto inicial x_0 , $\theta_i = \frac{1}{f_i(x_0)}$
- normalizar pelo mínimo das funções objetivo, $\theta_i = \frac{1}{f_i(x(i))}$, onde $x(i)$ resolve $\min_x \{f_i(x) : x \in \Omega\}$;
- normalizar pelas diferenças dos valores ótimos de função nos pontos Nadir (z^{nad}) e Ideal (z^*) que nos fornecem a duração dos intervalos em que as funções objetivo ideais variam dentro do conjunto ideal de Pareto (Equação 11).

$$f_i^{norm} = \frac{f_i - z^*}{z^{nad} - z^*} \quad (11)$$

O vetor objetivo ideal (z^*), chamado ponto Utopia, fornece os limites inferiores do conjunto ideal de Pareto. O ponto Utopia normalmente não é viável devido à natureza conflitante dos objetivos individuais. Os limites superiores do conjunto ideal de Pareto são obtidos dos componentes de um Ponto Nadir (z^{nad}). A Figura 19 apresenta as soluções apresentadas para um problema de minimização de ambas as funções-objetivo.

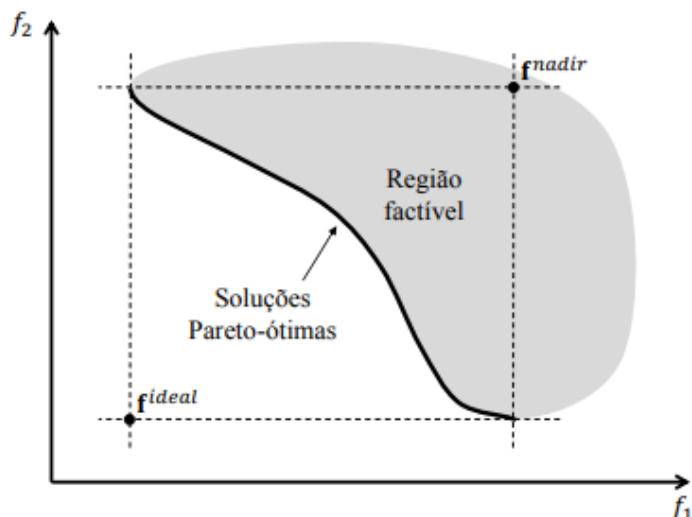


Figura 19 – Esquema do ponto nadir e ponto ideal.
Fonte: Pelegrina (2017).

2.6.2. Programação por compromisso

A programação por compromisso é uma abordagem de múltiplos critérios na tomada de decisão que classifica as alternativas de acordo com sua proximidade do ponto ótimo (CHENG et al., 2013). A solução de Compromisso aquela solução que, entre todas as soluções não-dominadas, possuir a menor distância da Solução Ideal.

Este método converte o vetor de objetivos $F(x)$ em um valor único escalar por meio do cálculo da norma ponderada (de ordem p), sendo requerido o vetor w de coeficientes (peso de cada objetivo) que é fornecido pelo tomador de decisão. A função de preferência, então, é a norma da diferença de $F(x)$ em relação a um ponto que pode ser definido pelo tomador de decisão, mas que geralmente é o ponto ideal ($z^* = [f1min; \dots ; fqmin]$), conforme Equações 12, 13, 14 e 15.

$$\text{Min } \sum_{i=1} (w_i (f_i(x) - z_i^*)^p)^{1/p} \quad (12)$$

Sujeito a:

$$g(x) \geq 0 \quad (13)$$

$$h(x) = 0 \quad (14)$$

$$lb \leq x \leq ub \quad (15)$$

Onde:

x é o vetor de variáveis independentes, que aparecem na função objetivo, a se otimizar;

$F_i(x)$ é a função objetivo cujo máximo ou mínimo deseja-se determinar;

W_i é o peso atribuído a cada função objetivo $F_i(x)$;

Z_i é o vetor F ideal da função objetivo (F_{min});

P indica a importância do desvio de cada i -ésima função objetivo em relação ao seu valor ideal;

g é o conjunto de restrições de desigualdade;

h é o conjunto de restrições de igualdade;

lb é o limite inferior da variável de projeto;

ub é o limite superior da variável de projeto.

O tomador de decisão deve definir o vetor de pesos e o expoente p da norma, considerando que a curvatura da função-objetivo agregada cresce com p . P é um número inteiro e maior ou igual a 2 (valor de p para a “norma euclidiana”). Essa abordagem também é conhecida como abordagem de soma exponencial ponderada.

Os contornos constantes das funções multiobjetivo são curvas no caso de programação de compromisso, o que se tornam cada vez mais nítido à medida que p aumenta (ARORA, 2007). Assim, diferentemente do método de soma ponderada, o método de programação por compromissos permite localizar pontos em curvas geradas próximas a fronteira de Pareto de casos não convexas (Figura 20).

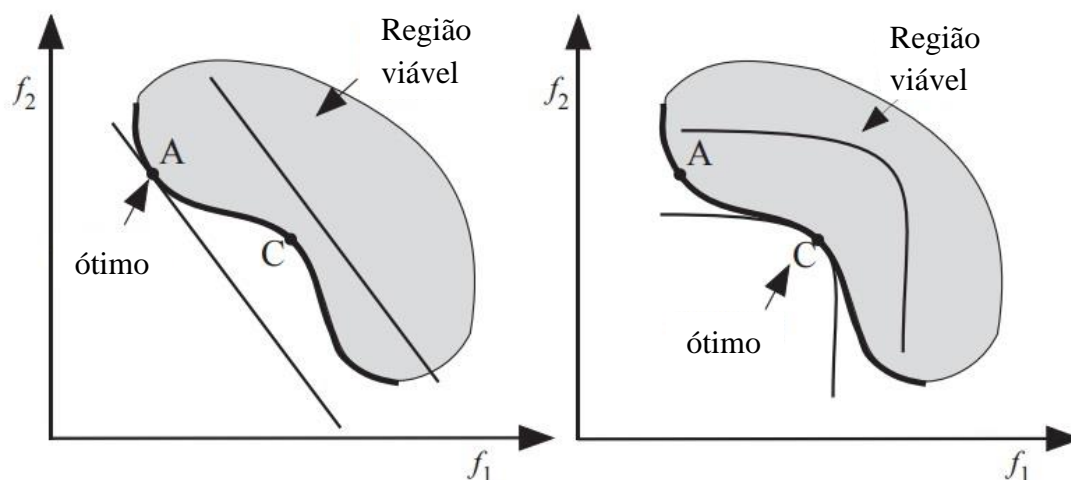


Figura 20 – Fronteira de Pareto em casos de região possível não convexa: a) Método de soma ponderada; b) método de programação por compromisso.

Fonte: ARORA (2007).

2.6.3. Programação por metas

O conceito de Programação por Metas é uma generalização do conceito de programação matemática, pois visa contornar as limitações intrínsecas aos modelos de programação matemática, obrigando a atender plenamente todas as restrições do problema. A Programação por Metas permite a consideração de objetivos distintos, com diferentes unidades e metas que são alvos desejáveis a serem atingidos.

A Programação por Metas possui um diferencial em relação a outros métodos, pois ela requer participação ativa do decisor, que deve atribuir pesos aos desvios a serem minimizados. Os pesos representam prioridades e fazem com que metas com níveis de prioridade mais baixos só sejam considerados após os de maior prioridade já terem sido atingidos (GOMES E CHAVES, 2004), conforme Equações 16, 17 e 18.

$$\text{Min } \sum \{w_i^+ d_i^+ + w_i^- d_i^-\} \quad (16)$$

Sujeito a:

$$f_i(x) - d_i^+ + d_i^- = g_i \quad (17)$$

$$d_i^+, d_i^- \geq 0 \quad (18)$$

Onde:

x é o vetor de variáveis independentes, que aparecem na função objetivo, a se otimizar;

$f_i(x)$ é a função objetivo cujo máximo ou mínimo deseja-se determinar;

$d_i^+ + d_i^-$ são as variáveis auxiliares de desvio para mais e para menos na realização da meta g_i , associada à $f_i(x)$;

g_i vetor de metas estabelecidas pelo usuário;

W_i é o peso atribuído às variáveis auxiliares de desvio $d_i^+ + d_i^-$.

Observe-se que, pela restrição apresentação na Equação 18, apenas uma das variáveis de desvio associadas a cada meta pode ter valor diferente de zero. A Figura 21 apresenta a relação entre função de preferência e a função objetivo baseando-se nos desvios positivo e negativo.

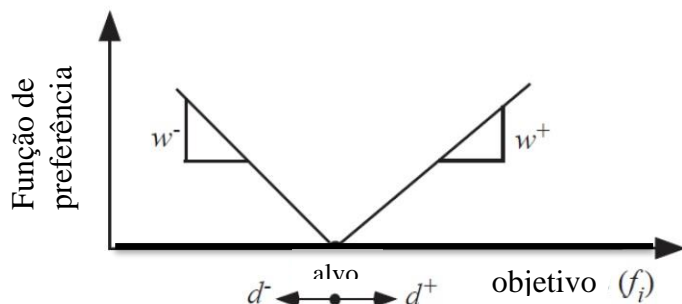


Figura 21 – Função de preferência da programação por metas.
Fonte: Arora (2007).

2.6.4. ϵ -restrito

O método da restrição ϵ consiste na otimização do objetivo mais importante sujeitando-se às restrições dos outros objetivos, ou seja, minimiza um dos objetivos expressando os demais como restrições de desigualdades (SECCHI, 2015), conforme Equações 19, 20, 21 e 22.

$$\text{Min } f_r(x) \quad (19)$$

Sujeito a:

$$f_i(x) \leq \epsilon_i \quad (20)$$

$$g(x) \geq 0 \quad (21)$$

$$h(x) = 0 \quad (22)$$

Onde:

x é o vetor de variáveis independentes, que aparecem na função objetivo, a se otimizar;

$F_r(x)$ é a função objetivo mais importante que se tem;

$F_i(x)$ demais funções objetivo, $f_i(x) \neq f_r(x)$;

ϵ_i é o limite superior do objetivo F_i .

g é o conjunto de restrições de desigualdade;

h é o conjunto de restrições de igualdade.

As dificuldades deste método são relacionadas à seleção da função-objetivo a ser minimizada e a definição do valor de restrição para as demais funções (ϵ_m). Pode-se associar a este método uma estratégia de priorização das funções-objetivo durante o processo de otimização.

Este método é muito útil quando a fronteira inferior de Λ é não convexa, como na Figura 22, pois é capaz de identificar pontos não inferiores dentro da região de não convexidade de Λ (Figura 23) (SECCHI, 2015).

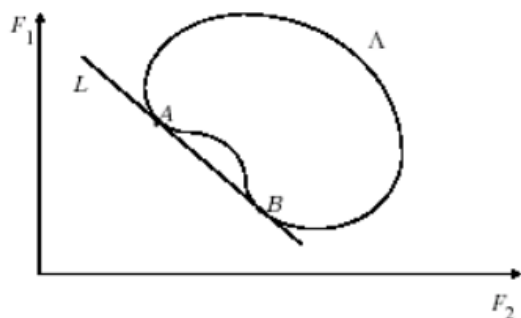


Figura 22 – Fronteira inferior de Λ não convexa
Fonte: SECCHI (2015)

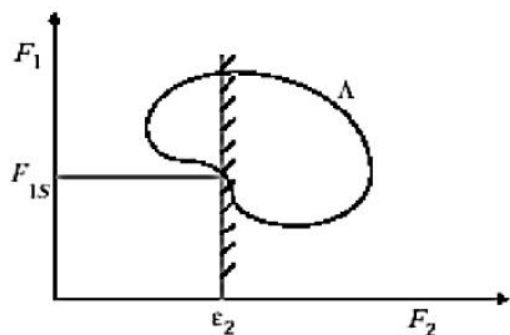


Figura 23 - Aplicação do método ϵ -restrito.
Fonte: SECCHI (2015)

Assim, o método também pode ser usado na abordagem de identificação de fronteiras, variando os valores de ϵ_i .

3. METODOLOGIA

O método proposto utiliza programação multiobjetivo para determinar o cenário ótimo de sistemas agropastoris integrados de produção de biomassa para a geração de energia.

A Figura 24 apresenta o fluxograma genérico de produção de bioenergia a partir de sistemas de integração Lavoura-Pecuária (SILP). A fronteira do sistema inclui desde a fase agropastoril e todos os insumos necessários à obtenção das matérias-primas, até o processamento industrial onde as bioenergias em questão são obtidas. Os coprodutos embora estejam fora da fronteira do sistema, estão representadas no seu interior para simplificar a representação gráfica.

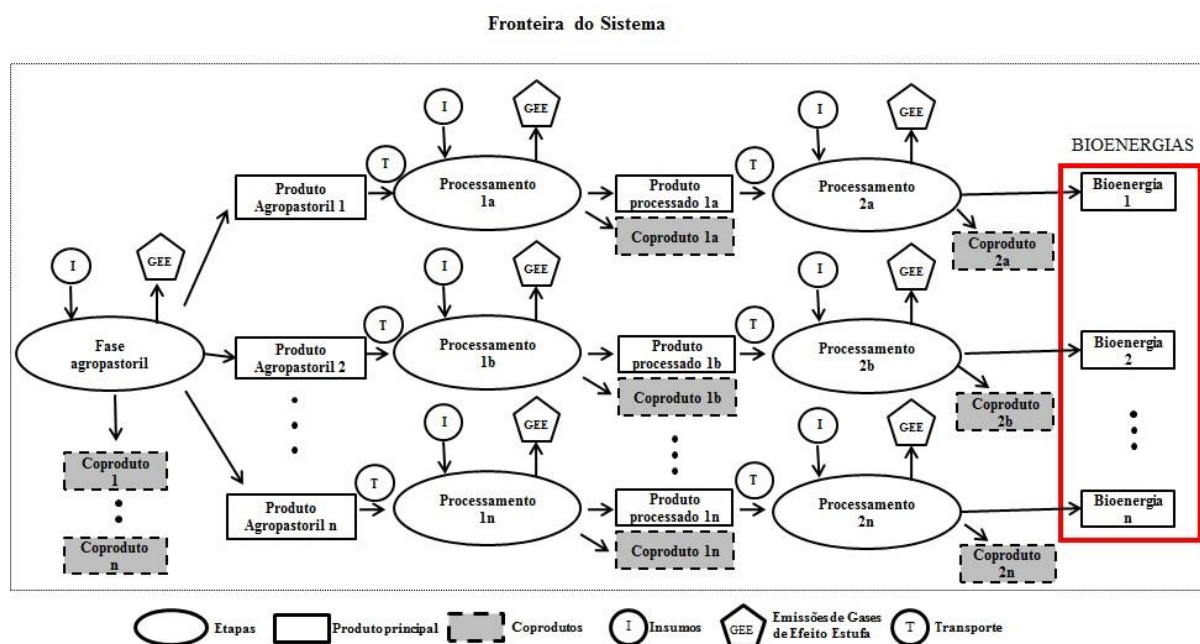


Figura 24 – Fluxograma genérico da produção de bioenergias, a partir de sistemas de agropastoril

A unidade funcional estabelecida é de um hectare onde são definidos os percentuais dos diferentes arranjos produtivos de SILP.

Para as fases de produção animal serão utilizadas diretrizes do IPCC (2006) no cálculo de emissões da fermentação entérica e do manejo de dejetos. Para as demais etapas do processo produtivo são utilizados “fatores de emissão”, obtidos a partir de uma média de emissões de GEE (usando-se o método “IPCC 2013”, que calcula as emissões de potencial de aquecimento global) de diferentes processos existentes no banco de dados *Ecoinvent 3.0* para

um mesmo produto. Na Análise do balanço energético, os fluxos de entrada e saída foram convertidos em termos de energia a partir de seus respectivos “coeficientes de energia”.

3.1.FORMULAÇÃO MATEMÁTICA

3.1.1. Funções Objetivo

As funções objetivo do estudo consistem em maximizar o balanço energético e minimizar as emissões de GEE de sistemas agropastoris integrados na produção de energia a partir de biomassa.

As equações 23 e 24 apresentam respectivamente as funções objetivo do estudo de minimizar emissões de GEE ($Min E_{GEE}$) e maximizar o balanço energético ($Max B_{ENER}$) dos diferentes combustíveis (j) possíveis de serem obtidos a partir de diferentes atividades agropastoris (i) em sistema de integração lavoura pecuária em um ano.

$$Min E_{GEE} = \sum_i (E_{GEE}(i) \times P(i) \times A(i) \times C(i)) \quad (23)$$

$$Max B_{ENER} = \sum_i (B_{ENER}(i) \times P(i) \times A(i) \times C(i)) \quad (24)$$

Onde:

$E_{GEE}(i)$ são as emissões de GEE de cada atividade agropastoril “i” para produzir a matéria-prima necessária para o biocombustível “j”, expressas em quilograma de CO₂ equivalente por unidade de matéria-prima (kgCO₂eq/ U_{MP});

$B_{ENER}(i)$ é o balanço energético de cada atividade agropastoril “i” para produzir a matéria-prima necessária para o biocombustível “j”, expresso em megajoule por unidade de matéria-prima (MJ/ U_{MP});

$P(i)$ é a produtividade da matéria-prima necessária por cada atividade agropastoril “i”, expressa em unidade de matéria-prima por hectare (U_{MP}/ha);

$A(i)$ é a área ocupada por cada atividade agropastoril “i” para produzir a matéria-prima necessária para o biocombustível “j”, expressa em hectares (ha);

$C(i)$ é o número de ciclos de atividade agropastoril possíveis no período de 1 ano (365 dias).

As emissões de GEE de cada atividade agropastoril ($E_{GEE}(i)$) necessária para produzir um biocombustível “j” por unidade de matéria-prima é apresentado na Equação 25.

$$E_{GEE}(i) = Fc(j) \times \sum_k (In(k) \times Fe(k)) \quad (25)$$

Onde:

$Fc(j)$ é o fator de conversão da matéria-prima em biocombustível “j”, expresso em metros cúbicos de biocombustível por unidade de matéria-prima (m^3_{BC}/U_{MP});

$In(k)$ é a quantidade de insumo “k” da cadeia produtiva necessária para a produção de um metro cúbico de biocombustível “j”, expressa em unidade do insumo “k” por metro cúbico de biocombustível (U_{In}/m^3_{BC});

$Fe(k)$ é o fator de emissão para o insumo “k”, expresso em quilograma de CO₂ equivalente por unidade do insumo “k” ($kgCO_2eq/U_{In}$). Os fatores de emissão ($Fe(k)$) a serem usados estão detalhados no item 8.4.1.

O balanço energético de cada atividade agropastoril ($B_{ENER}(i)$) necessária para produzir o biocombustível “j” por unidade de matéria-prima é apresentado na Equação 26.

$$B_{ENER}(i) = Fc(j) \times [Pc(j) - \sum_k (In(k) \times Ce(k))] \quad (26)$$

Onde:

$Fc(j)$ é o fator de conversão da matéria-prima em biocombustível “j”, expresso em metros cúbicos de biocombustível por unidade de matéria-prima (m^3_{BC}/U_{MP});

$Pc(j)$ é o poder calorífico do biocombustível “j”, expresso em megajoules por metros cúbicos de biocombustível (MJ/m^3_{BC});

$In(k)$ é a quantidade de insumo k da cadeia produtiva necessária para a produção de um metro cúbico de biocombustível “j”, expressa em unidade do insumo “k” por metro cúbico de biocombustível (U_{In}/m^3_{BC});

$Ce(k)$ é o coeficiente de energia para o insumo “k”, expresso em megajoules por unidade do insumo “k” (MJ/U_{In}). Os coeficientes de energia ($Ce(k)$) usados estão detalhados no item 8.4.2.

3.1.2. Variáveis de decisão

Os sistemas em consideração possuem variações quanto ao manejo, o que leva a diferentes produtividades dos cultivos e taxas de lotação animal. Essas diferenças acarretam conseqüentemente em diferentes rendimentos dos biocombustíveis em estudo.

As variáveis de decisão do presente trabalho são:

- (i) As áreas ocupadas pelas atividades agropastoris ($A(i)$);
- (ii) As produtividades agrícolas, e taxa de lotação animal por hectare, em função dos variados manejos do solo e usos agropastoris ($P(i)$);
- (iii) O período de tempo ocupado pelas atividades agropastoris dentro do período total de estudo de um ano ($T(i)$);
- (iv) Número de ciclos ($C(i)$) de atividade agropastoril possíveis no período de 1 ano considerando o período de tempo ($T(i)$) ocupado por cada atividade;
- (v) A massa final dos animais no final do período de engorda (M_f);
- (vi) As quantidades de insumos, tanto agropastoris quanto industriais, usados em cada uma das etapas.

3.1.3. Restrições

As restrições gerais do presente trabalho são:

- i) A produtividade ($P(i)$) varia numa faixa entre o limite inferior (lb – *lower bound*) e o limite superior (ub - *upper bound*).

$$ub \geq P(i) \geq lb$$

- ii) O somatório das diferentes áreas ($A(i)$) deve estar restrito a 1 hectare.

$$A(i_1) + A(i_2) + \dots + A(i_n) = 1$$

- iii) Cada área ($A(i)$) está restrita a atividades agropastoris para o período de 1 ano, portanto o somatório de tempos de atividades para cada área, deve ser menor ou igual a 365 dias;

$$T(i_1), T(i_2), \dots, T(i_n) \leq 365$$

- iv) O número total de ciclos ($C(i)$) consiste na razão do total de dias em 1 ano sobre o período total ($T(i)$) ocupado por uma atividade;

$$C(i) \leq \frac{365}{T(i)}$$

3.1.4. Métodos de solução

Conforme elucidado no capítulo 6, existem muitos métodos para resolver problemas de otimização multiobjetivo. O modelo será programado no software MATLAB[®] utilizando-se métodos de programação não linear para resolvê-lo por apresentar um conjunto de soluções mais amplo e por ser a função objetivo não linear.

4. OTIMIZAÇÃO DO SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA-BIOENERGIA NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO

Este capítulo apresenta os estudos de caso realizados na microrregião de Dourados (MS). Esta região é responsável por 56% e 51% de todo milho e soja, respectivamente, produzidos pelo estado (SIDRA IBGE, 2017), bem apresenta a segunda maior produção pecuária, com destaque para a criação de bovinos, suínos e aves (IBGE, 2017). A região também apresenta diferentes sistemas de integração lavoura-pecuária, conforme apresentado por Esteves et al. (2018).

A Figura 25 apresenta o fluxograma de todos os processos considerados no sistema de integração lavoura-pecuária visando à produção de agroenergias.

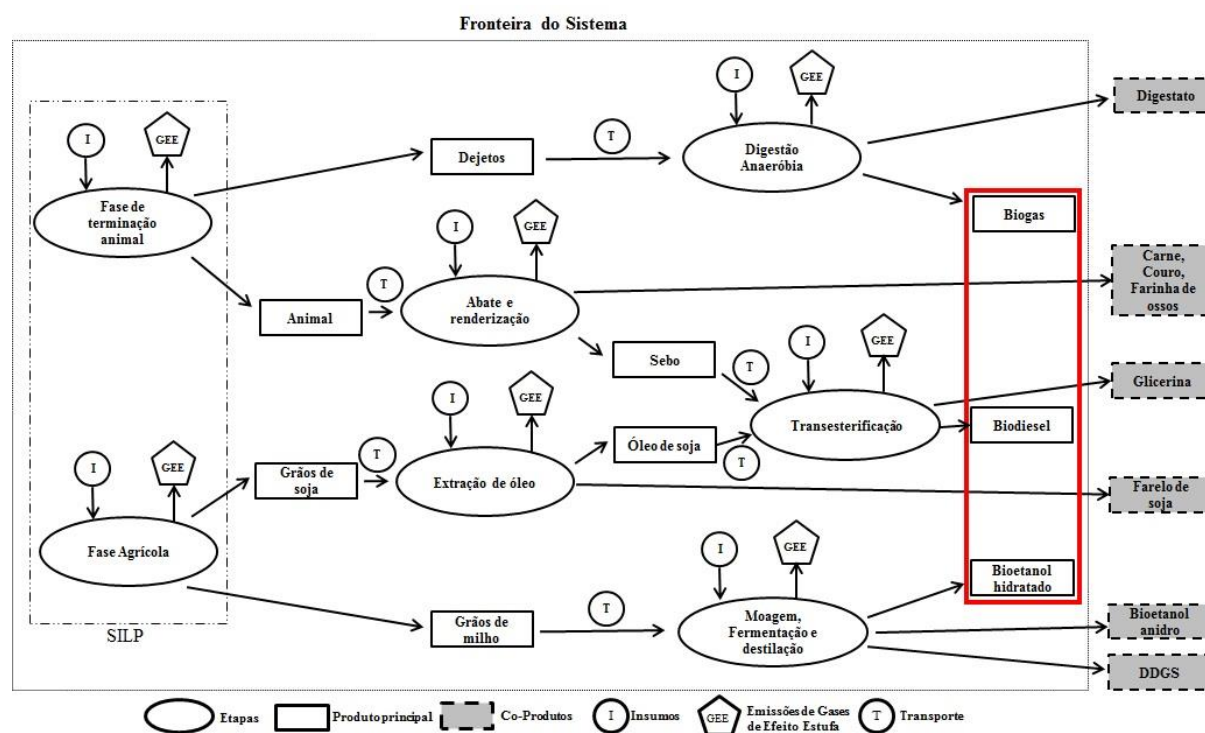


Figura 25 – Fluxograma dos processos de produção de agroenergia, a partir de sistemas de integração Lavoura-Pecuária aplicado ao centro-oeste brasileiro.

Na região centro-oeste, a integração lavoura-pecuária inclui as atividades agrícolas de soja e de milho além da criação animal. A soja e o milho podem ser usados como substratos na produção de biodiesel e bioetanol, respectivamente. Apesar de o bioetanol brasileiro ser produzido majoritariamente a partir de cana-de-açúcar, esta produção não foi incluída na análise visto que, diferentemente do cultivo do milho, não pode ser vinculado a SILP, por ser uma cultura de ciclo longo que dificulta a rotação com outras culturas. No processo de

obtenção do biodiesel de soja são obtidos farelo de soja e glicerina, e no processo de obtenção do bioetanol hidratado são obtidos, além de bioetanol anidro, resíduos secos de destilaria (DDGS - *dried distillers grains with solubles* - Grãos de Destilaria Secos com Solúveis). O farelo de soja e o DDGS são coprodutos possuem grande valor de mercado, devido a sua importância na nutrição animal.

Em relação à criação animal, pode-se aproveitar o esterco, gerado pelos animais quando criados em confinamento, para obtenção de biogás, e o sebo, obtidos de animais criados em qualquer tipo de manejo, para geração de biodiesel.

Assim, neste estudo as atividades agropastoris “i” definidas são: cultivo de soja (s), cultivo de milho (m), pecuária a pasto (p), pecuária em confinamento (c). Os biocombustíveis “j” possíveis de serem obtidos a partir destas atividades agropecuárias são: biodiesel de óleo de soja (BD_{OS}), biodiesel de sebo bovino (BD_{SB}), bioetanol hidratado (BE) e biogás (BG). O biodiesel pode ser obtido tanto a partir de soja quando a partir de sebo animal, o biogás pode ser obtido a partir do esterco animal e o bioetanol pode ser obtido a partir do milho, conforme detalha a Figura 25. É importante salientar que o biodiesel de sebo bovino pode ser obtido tanto a partir de animais criados em sistema de pecuária a pasto quanto em sistema de confinamento. O esterco, por sua vez, só é possível de ser coletado a partir de animais criados em sistema confinado, conforme detalhado no item 8.1.1.

4.1. CARACTERIZAÇÃO DAS ATIVIDADES PASTORIS

No Brasil, as atividades pastoris podem ocorrer em sistemas extensivos e confinados. Neste estudo foram consideradas as taxas de lotação variando entre 1 e 4 animais por hectare, para animais sob pecuária a pasto (extensiva) e entre 333 e 666 animais por hectare, para animais com engorda sob confinamento.

A pecuária extensiva caracteriza-se pela atividade pecuária tradicional, onde os animais ficam soltos com baixa taxa de lotação e ausência de suplementação alimentar.

O sistema de confinamento de bovinos, por sua vez, vem se tornando uma atividade crescente na pecuária brasileira, em função de: (i) apresentar maior ganho de peso médio diário dos animais em comparação com outros regimes alimentares, o que aumenta a produtividade e qualidade da carne; (ii) aumentar a eficiência produtiva do rebanho; (iii) permitir a programação de abates ao longo de todo o ano; usar mais eficientemente os

insumos além da mão de obra, máquinas e equipamentos da propriedade rural (ÍTAVO et al., 2011).

4.1.1. Sistema de confinamento e manejo de dejetos

O confinamento do gado de corte no país ainda é um sistema rudimentar caracterizado por currais em áreas descobertas com chão de terra batida, e fornecimento de alimento e água em cochos. Neste sistema os dejetos são lançados ao solo, o que inviabiliza sua coleta para posterior utilização como matéria-prima no processo de produção de biogás.

A área utilizada por animal no confinamento varia entre 15 a 30 m² por animal, dependendo da umidade e precipitação do local (De Quadros, 2019).

O gado leiteiro, por sua vez, apresenta sistema de confinamento bem definido classificados genericamente como:

- (a) Convencional, ou *tie stall*, onde os animais permanecem lado a lado, contidos ou não em baias individuais a maior parte do tempo (Figura 26);

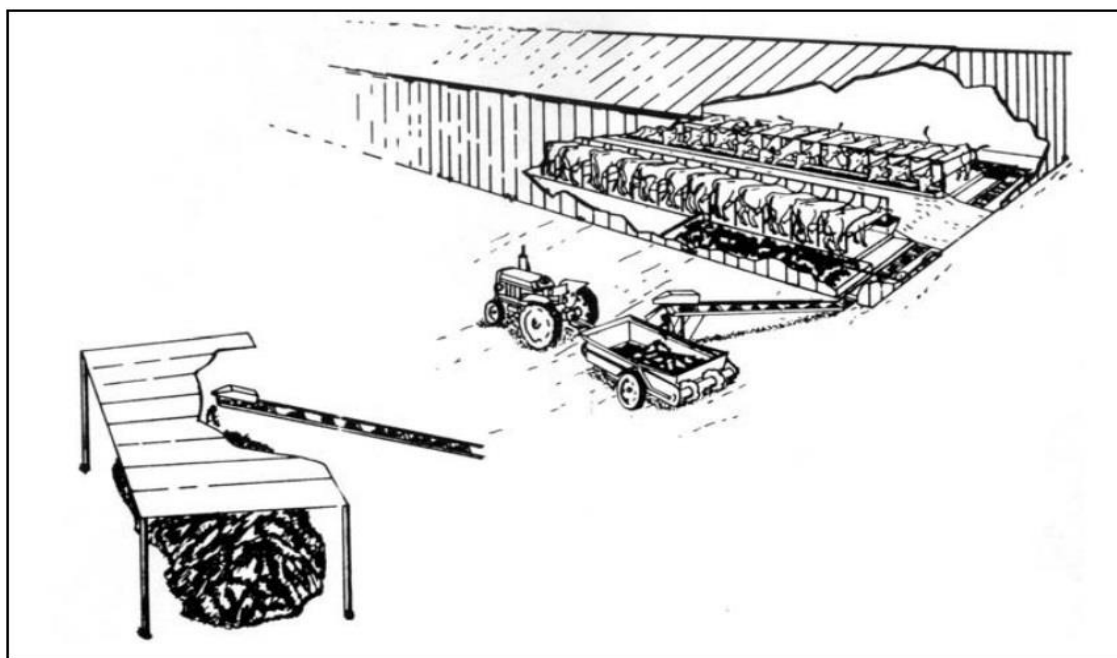


Figura 26 – Confinamento *Tie Stall*
Fonte: OVERCASH et al. (1983).

- (b) Estabulação livre, ou *loose housing*, onde os animais repousam coletivamente num local sombreado, com piso de terra batida ou concretado e coberto com uma camada de cama (Figura 27);

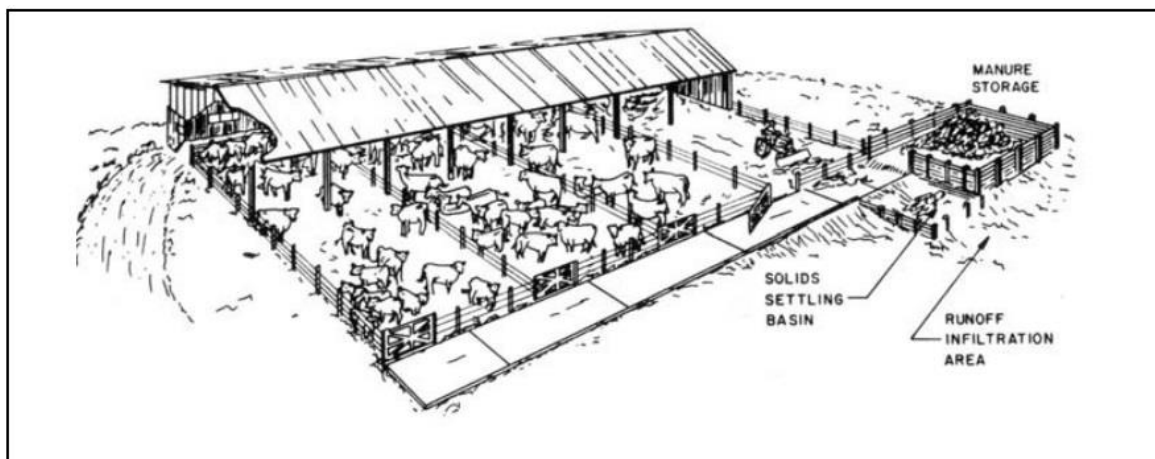


Figura 27 – Sistema *Loose housing*
 Fonte: OVERCASH et al. (1983).

De acordo com Pohlmann (2000), a coleta dos dejetos nos galpões *tie-stall* e *loose housing* pode ser feita por raspadores mecânicos, sistema *flush* com água ou sistema misto. O Quadro 1 ilustra a algumas vantagens e desvantagens constatadas em cada uma das operações.

Quadro 1 – Vantagens e desvantagens das três operações de coleta de dejetos.

	Vantagens	Desvantagens
Raspagem	<ul style="list-style-type: none"> - Redução de volume de resíduos (forma sólida); - Mantém uma fina camada de esterco que torna o piso de concreto menos agressivo ao casco dos animais; - Menor custo para a instalação; - Possibilidade de venda; 	<ul style="list-style-type: none"> - Necessidade de máquina e equipamento para limpeza e transporte de grandes volumes; - Dificuldade de manejo em épocas chuvosas; - O acúmulo pode ser fonte de odores e de moscas; - Maior tempo de limpeza;
Raspagem + flush	<ul style="list-style-type: none"> - Forma de separação dos sólidos; - Diminui a carga em sistemas de tratamento posteriores; 	<ul style="list-style-type: none"> - Duas operações de limpeza; - Maior requerimento de trabalho;
Flush	<ul style="list-style-type: none"> - Baixo requerimento de trabalho, operação rápida; - Alto grau de limpeza; - Possibilidade de recirculação da água; - A água já é o veículo de transporte dos dejetos; 	<ul style="list-style-type: none"> - Elevado consumo de água; - Necessita de instalações próprias; - Maior custo e complexidade operacional dos sistemas de tratamento e aproveitamento; - Possibilidade de problemas no casco nos animais

A análise energético-ambiental deste trabalho considerou uma infraestrutura de currais para confinamento animal do tipo *loose housing* com piso de concreto e sistema de coleta de dejetos tipo misto, ou seja, com raspagem e *flush*. Este sistema permite a coleta e escoamento de dejetos, com uso de menos água do que no sistema *flush*, por apresentar uma parte da área com fendas a distâncias regulares sobre fosso. Entre as baias, também foram consideradas paredes laterais ripadas para facilitar a ventilação natural (Figura 28).



Figura 28 - Confinamento animal sobre piso ripado.
Fonte: 3rlab (2016).

Além disso, foi considerada uma declividade nas fossas abaixo do confinamento, para facilitar o escoamento por gravidade dos dejetos produzidos constantemente pelo animal e evitar a sedimentação de sólidos (Pohlmann, 2000).

4.1.2. Método para calcular emissões de GEE devido à fermentação entérica

Para o cálculo de emissões da fermentação entérica do gado bovino de países em desenvolvimento, o IPCC recomenda o uso do Tier 2 (IPCC, 2006) . As equações 27 a 31 são usadas para calcular as emissões da fermentação entérica do gado.

A emissão de metano a partir da fermentação entérica ($EF_{CH_4(ef)}$) expressa em quilogramas de CO_2 equivalente por animal por dia, é obtida pela aplicação da Equação 27.

$$E_{CH_4(ef)} = \left[\left(GE \times \frac{Y_m}{100} \right) / 55.65 \right] \times 28 \quad (27)$$

Onde:

GE é a ingestão de energia bruta, em $MJ \text{ cabeça}^{-1} \text{ dia}^{-1}$

Y_m é o fator de conversão de metano, em porcentagem da energia bruta de ração convertida em metano. O valor varia para pecuária em confinamento ($Y_m = 3$) e pecuária a pasto ($Y_m = 6,5$).

O fator 55,65 é o conteúdo energético do metano, em $MJ [kg \text{ CH}_4]^{-1}$

O fator 28 é o potencial de aquecimento global (GWP) para 100 anos de CH₄, de acordo com o IPCC (2014), usado para converter o valor das emissões em quilogramas de dióxido de carbono equivalente.

As emissões do tier 2 exigem o consumo de ração, expresso em termos de energia bruta (GE). Este trabalho considerou animais confinados a pequenas áreas, o que resulta em muito pouca energia dispendida para adquirir alimento. Além disso, a demanda de energia para o suprimento de animais é baixa, devido à localização em uma zona tropical. A ingestão de energia bruta (GE), expressa em megajoules por dia, é derivado da energia líquida requerida somada a características da energia disponível dos alimentos (Equação 28).

$$GE = \left[\frac{NE_m + NE_a}{REM} \right] / \left[\frac{DE\%}{100} \right] \quad (28)$$

Onde:

NE_m é a energia líquida requerida para manutenção animal, em MJ cabeça⁻¹ dia⁻¹.

NE_a é a energia líquida para atividade animal, em MJ cabeça⁻¹ dia⁻¹.

REM é a relação entre a energia líquida disponível nos alimentos para manutenção e a energia digestível consumida.

$DE\%$ é a energia digestível, expressa em percentagem da energia bruta. O valor varia para pecuária em confinamento ($DE\% = 80\%$) e a pasto ($DE\% = 65\%$).

A energia líquida requerida pelo animal para manutenção (NE_m), expressa em megajoules por dia, refere-se à quantidade de energia necessária para manter os animais em equilíbrio, conforme a Equação 29.

$$NE_m = Cfi \times (Weight)^{0.75} \quad (29)$$

Onde:

NE_m é a energia líquida requerida pelo animal para manutenção, em MJ dia⁻¹

Cfi é um coeficiente que varia para cada categoria de animal, em MJ dia⁻¹ kg⁻¹. O coeficiente usado para gado é de 0,322 MJ/d/kg.

$Weight$ é o peso vivo do animal, em kg.

A energia líquida para atividade animal (NE_a), expresso em megajoules por dia, é a energia líquida para atividade, ou a energia necessária para os animais obterem comida, água e abrigo, de acordo com a Equação 30.

$$NE_a = C_a \times NE_m \quad (30)$$

Onde:

NE_a é a energia líquida para atividade animal, em MJ dia⁻¹.

C_a é o coeficiente correspondente à situação de alimentação do animal. O valor varia para pecuária em confinamento ($C_a = 0$) e a pasto ($C_a = 0,36$).

NE_m é a energia líquida requerida pelo animal para manutenção, em MJ day⁻¹.

A relação (REM) entre a energia líquida disponível na alimentação para manutenção e energia digestível consumida é estimada usando-se a Equação 31.

$$REM = \left[1.123 - (4.092 \times 10^{-3} \times DE\%) + (1.126 \times 10^{-5} \times (DE\%)^2) - \left(\frac{25.4}{DE\%} \right) \right] \quad (31)$$

Onde:

DE% é a energia digestível, expressa como uma porcentagem da energia bruta. O valor varia para pecuária em confinamento (DE% = 80%) e a pasto (DE% = 65%).

4.1.3. Método para calcular emissões de GEE devido ao manejo de esterco

Durante a terminação animal, o esterco é continuamente gerado, tornando necessário um armazenamento e tratamento do mesmo. A decomposição do estrume sob condições anaeróbicas durante o armazenamento e o tratamento, resulta em emissões de óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄). Estas condições ocorrem mais prontamente quando um grande número de animais é gerido numa área confinada, e onde o estrume é descartado em sistemas à base de líquido (IPCC, 2006).

O IPCC recomenda o uso do *Tier* (nível) 2 para o cálculo das emissões de GEE devido ao manejo do esterco para bovinos quando a atividade representa uma parcela significativa das emissões de um país, como é o caso do Brasil. O método do IPCC (2006) foi utilizado para determinar as emissões do armazenamento em cavidades abaixo das áreas de

confinamento dos animais. Para todos os cálculos, foi considerada uma temperatura média de 28 ° C, típica dos países da América Latina.

Existem duas emissões de N₂O da gestão de estrume: direta e indireta. As emissões diretas de N₂O ocorrem através da nitrificação combinada e desnitrificação do nitrogênio contido no esterco. As emissões diretas ($E_{d\ N_2O\ (mm)}$) são calculadas com base na Equação 32.

$$E_{d\ N_2O\ (mm)} = [N_{ex} \times EF_3] \times \frac{44}{28} \times 265 \quad (32)$$

Onde:

$E_{d\ N_2O\ (mm)}$ corresponde às emissões diretas de N₂O a partir do manejo de dejetos, em kg CO₂eq [animal]⁻¹ dia⁻¹.

N_{ex} é a excreção anual média de N por cabeça, em kg N [animal]⁻¹ dia⁻¹.

EF_3 é o fator de emissão para emissões diretas de N₂O do sistema de gerenciamento de dejetos, em kg N₂O-N [kg N]⁻¹ (varia de acordo com o sistema de gerenciamento de dejetos e a temperatura local). O valor usado para coleta e armazenamento de esterco com pouca ou nenhuma água adicionada, abaixo de um piso de ripas é de 0,0020 kg N₂O-N [kg N]⁻¹.

44/28 é a relação das massas moleculares de N₂O e N₂, usada para conversão de emissões de N₂O-N em emissões de N₂O.

Fator 265 é o potencial de aquecimento global (GWP) para 100 anos de N₂O, de acordo com o IPCC (2014), usado para converter os resultados das emissões em quilogramas de dióxido de carbono equivalente.

A excreção média anual de N (N_{ex}) é calculada com base na Equação 33.

$$N_{ex} = N_{rate} \times \frac{TAM}{1000} \quad (33)$$

Onde:

N_{ex} é a excreção média anual de N por cabeça, em kg N [animal]⁻¹ dia⁻¹.

N_{rate} é o valor padrão da taxa de excreção de N, em kg N [1000 kg de massa animal]⁻¹ dia⁻¹. O valor de N_{rate} para a América latina é de 0,36 kg N [1000 kg de massa animal]⁻¹ dia⁻¹.

TAM é a massa animal típica, em kg [animal]⁻¹. Para a região em estudo foi adotado um valor de 450 kg [animal]⁻¹.

As emissões indiretas resultam de perdas voláteis de nitrogênio que ocorrem principalmente nas formas de amônia e NOx. Com base no Tier 1, as emissões indiretas de N₂O ($E_{iN_2O(mm)}$) são calculadas com base na Equação 34.

$$E_{iN_2O(mm)} = \left[N_{ex} \times \frac{Frac_{gas}}{100} \right] \times EF_4 \times \frac{44}{28} \times 265 \quad (34)$$

Onde:

$E_{iN_2O(mm)}$ corresponde às emissões indiretas de N₂O a partir do manejo de dejetos, em kg CO₂eq [animal]⁻¹ dia⁻¹.

N_{ex} é a excreção média de N por cabeça, em kg N [animal]⁻¹ dia⁻¹.

$Frac_{gas}$ é a porcentagem de nitrogênio de esterco manejado que volatiliza como NH₃ e NOx. Para bovinos, a porcentagem média é de 42%.

EF_4 é o fator de emissão para emissões de N₂O da deposição atmosférica de nitrogênio em superfícies de solo e água, em kg N₂O-N (kg NH₃-N + NOx-N volatilizado)⁻¹. O valor padrão é 0,01 kg N₂O-N (kg NH₃-N + NOx-N volatilizado)⁻¹

44/28 é o fator de conversão para emissões de (N₂O-N) (mm) em emissões de N₂O (mm).

Fator 265 é o potencial de aquecimento global (GWP) para 100 anos de N₂O, de acordo com o IPCC (2014), usado para converter os resultados das emissões em quilogramas de dióxido de carbono equivalente.

A emissão de metano para uma categoria de gado a partir do manejo de dejetos ($E_{CH_4(mm)}$), expressa em quilogramas de CO₂ por animal por dia, é obtido pela aplicação da Equação 35.

$$E_{CH_4(mm)} = VS \times \left(B_0 \times 0.67 \times \frac{MCF}{100} \right) \times 28 \quad (35)$$

Onde:

$E_{CH_4(mm)}$ corresponde à emissão de metano do gerenciamento de dejetos, em kg CO₂eq [animal]⁻¹ dia⁻¹.

VS é o sólido volátil diário excretado, medido em kg de matéria seca [animal]⁻¹ dia⁻¹.

B_0 é a capacidade máxima de produção de metano para esterco, valor padrão, expresso em m³ CH₄ kg⁻¹ de VS excretado. O valor de B_0 para a América latina é de 0,01 m³ CH₄ kg VS⁻¹.

0.67 é o fator de conversão de m³ de CH₄ para quilogramas de CH₄.

MCF é o fator de conversão de metano para o sistema de gerenciamento de dejetos. O valor de MCF para temperaturas quentes (acima de 28°C) é de: 30% para a coleta e armazenamento do esterco em cavidades abaixo do confinamento animal por período de tempo inferior a um mês e com pouca adição de água (sistema raspagem com *flush* apresentado no item 8.1.1); e de 2% para o estrume de animais em sistema de pastagem extensiva, sem manejo adequado.

O fator 28 é o potencial de aquecimento global (GWP) para 100 anos de CH₄, de acordo com o IPCC (2014), usado para converter o valor das emissões em quilogramas de dióxido de carbono equivalente.

Os sólidos voláteis (VS) são o material orgânico no esterco do gado (Equação 36). O teor de VS do estrume equivale à fração da dieta consumida que não é digerida e, portanto, excretada como material fecal que, quando combinado com excreções urinárias, constitui estrume.

$$VS = [GE \times (1 - DE\%/100) + (UE \times GE)] \times [(1 - ASH/18,45)] \quad (36)$$

Onde:

VS é o sólido volátil diário excretado, medido em kg de matéria seca [animal]⁻¹ dia⁻¹.

GE é a ingestão de energia bruta, em MJ cabeça⁻¹ dia⁻¹. O valor de GE é o mesmo do obtido no processo de estimativa das emissões entéricas do gado (Equação 28).

DE% é a energia digestível, expressa em percentagem da energia bruta. O valor varia para pecuária em confinamento (DE% = 80%) e a pasto (DE% = 65%).

UE é a energia urinária expressa como fração de GE. Para a maioria dos ruminantes, a energia urinária é de 0,04.

ASH = teor de cinza do estrume calculado como uma fração do consumo de matéria seca. O valor é de 0,08 para o gado.

18,45 = fator de conversão para GE dietético por kg de matéria seca (MJ kg⁻¹). Este valor é relativamente constante em uma ampla gama de alimentos à base de forragem e grãos normalmente consumidos pelo gado.

4.2. CARACTERIZAÇÃO DAS ATIVIDADES AGRÍCOLAS

Na região centro-oeste, os solos são ácidos, logo para se iniciar qualquer atividade agrícola é necessária uma etapa de correção da acidez. O calcário possui a característica de neutralizar a acidez do solo nas camadas onde for incorporado, enquanto o gesso possui a capacidade de corrigir a acidez de camadas mais profundas por sua característica de dissolução na água e posterior infiltração no solo (SOUSA et al., 2001).

O plantio de milho é utilizado como principal cultura de inverno (período entre abril e agosto) no sistema de rotação com o cultivo da soja, cultura no verão (período entre outubro e fevereiro). De acordo com dados da CONAB (2019) a região apresenta produtividade entre 3200 e 3500 quilogramas por hectare para a cultura da soja, e entre 5300 e 6200 quilogramas por hectare para a cultura do milho.

Em muitas fazendas da região o milho é plantado em consórcio com plantas forrageiras (braquiária) visando aumentar a cobertura vegetal e reduzir processos erosivos no solo, por apresentar raízes grandes que melhoram a estabilidade do solo.

A rotação de culturas entre a soja e milho apresenta sistema de plantio direto. Este tipo de manejo do solo permite que a palha e os demais restos vegetais da cultura anterior, ao serem mantidos na superfície do solo, sejam absorvidos pelo solo como adubo, garantindo cobertura e proteção do solo contra processos danosos.

Além disso, o plantio direto permite a redução da necessidade de fertilizantes agrícolas. A cultura da soja reduz a necessidade de aplicação de fertilizantes nitrogenados nas culturas de soja e milho, por obter a maior parte do nitrogênio que necessitam através da fixação biológica de nitrogênio. Quando em contato com as raízes da soja, as bactérias do gênero *Bradyrhizobium*, infectam as raízes, formando nódulos, possibilitando a simbiose entre plantas e bactérias (HUNGRIA et al., 2001).

Além do nitrogênio, o fósforo e o potássio são os 2 outros fertilizantes essenciais nas práticas agrícolas da região. A aplicação de potássio é benéfica, influenciando positivamente no vigor e resistência a doenças (OLIVEIRA et al., 2001). Já a aplicação de fósforo é essencial no processo de captura e conversão de energia do sol em compostos, visto que a maior parte dos solos brasileiros apresentam baixo teor de fósforo disponível (HUFNAGEL et al., 2014).

Durante o manejo da cultura, também é necessária a pulverização de defensivos agrícolas como herbicidas (utilizados no controle de plantas daninhas), inseticidas (utilizados

no controle de insetos-praga) e fungicidas (utilizados no controle de doenças fúngicas na cultura). Estes defensivos devem ser aplicados o mais uniformemente possível sobre a plantação e deve ser repetida conforme os níveis de infestação (ESTEVES et al., 2018).

Ao final da colheita, os grãos produzidos devem passar por um processo de secagem para poderem ser comercializados. Para a determinação do teor de umidade para a colheita, devem ser retiradas amostras representativas dos grãos em diversos locais do cultivo, onde estas são enviadas para laboratório ou unidade de armazenagem onde se determina a umidade (EMBRAPA, 2014).

Os grãos de soja, na maioria das vezes, não necessitam passar por esse procedimento, uma vez que, no momento da colheita se encontram com o teor de umidade muito próximo do recomendado (14%). Já os grãos de milho precisam passar por esse procedimento de secagem por apresentarem umidade acima do recomendado para armazenagem (ESTEVES *et al.*, 2018).

O processo de secagem ocorre em silos de secagem a gás ou a lenha. Na secagem a gás, os grãos são colocados no silo pela parte superior, e é insuflado ar na base do silo. Na secagem a lenha ocorre a combustão da lenha com o oxigênio liberando energia quando esta atinge a temperatura de ignição. Este processo é repetido até que os grãos atinjam o grau de umidade desejado.

4.3. CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA

Conforme descrito no capítulo 2 existem diferentes arranjos de sistemas de integração lavoura-pecuária, podendo ser utilizada em propriedades de qualquer tamanho: familiar ou empresarial (CORDEIRO et al., 2015). O artigo de Esteves et al. (2018) compara diferentes sistemas integrados de lavoura-pecuária no centro-oeste brasileiro, para avaliar seu impacto em relação às emissões de gases de efeito estufa.

Na Fazenda 1 (Figura 29), o gado é engordado em confinamento, com ração seca disponível 24 horas por dia, durante 10 a 11 meses por ano. Durante 30 a 60 dias do inverno o gado pasteja em uma das cinco áreas onde o milho acabou de ser colhido, antes de um novo plantio de soja, esta prática o animal é comumente chamado de “boi safrinha”. Além disso, as áreas utilizadas para pastagens de inverno são trocadas a cada cinco anos.

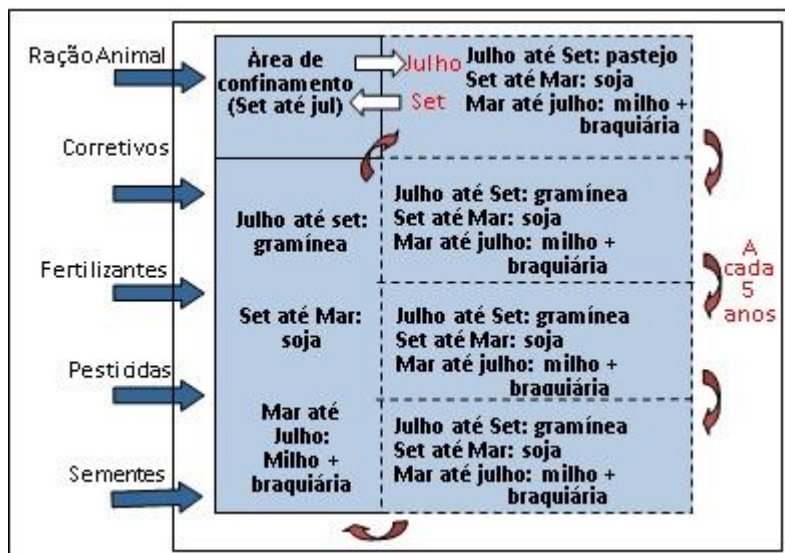


Figura 29 – Esquema do Sistema de Integração Lavoura-Pecuária realizado na fazenda 1.

A fazenda 2 é dividida em 6 piquetes de 400 ha cada, um deles (R1 na Figura 30), separado da área total de 2400 ha. Este piquete é usado para engorda (terminação) de gado. Na área cultivada, o capim braquiária está associado ao milho apenas para cobertura do solo, não sendo utilizado para pastagem. Nesta fazenda, o gado recebe ração seca (cerca de 1% do peso vivo em termos de matéria seca) duas vezes ao dia no pasto. A integração desta fazenda é basicamente caracterizada pela rotação da área do pasto com as culturas a cada cinco anos.

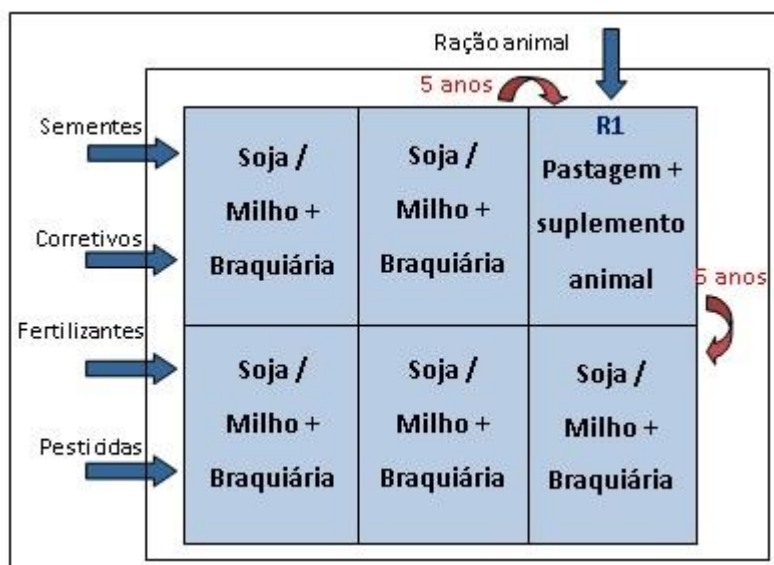


Figura 30 – Esquema do Sistema de Integração Lavoura-Pecuária realizado na fazenda 2.

Na Fazenda 3 (Figura 31), de toda a área usada de 5600 hectare, 5300 são empregados para cultivar soja (entre outubro e março) e milho associado ao capim braquiária (no

inverno). O capim braquiária é usado exclusivamente para cobertura do solo, não para alimentação do gado. A área restante (300 ha) é dividida em três piquetes de 100 ha cada. Um deles é usado para pastejo animal com ração seca disponibilizada duas vezes ao dia, como na Fazenda 2. Os outros dois piquetes são usados para colheitas agrícolas regulares. A separação dos dois piquetes utilizados para soja / milho permite observar as diferenças nos rendimentos entre áreas com rotação recente com gado e outras áreas com rotação anterior. Esses piquetes são rotacionados anualmente, e no final do terceiro ano, três novos piquetes são estabelecidos.

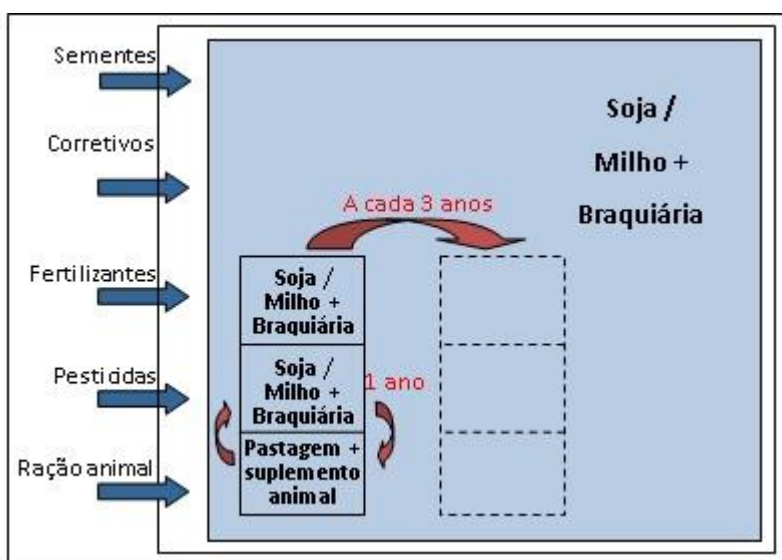


Figura 31 - Esquema do Sistema de Integração Lavoura-Pecuária realizado na fazenda 3.

4.4. VALORES PADRÃO

4.4.1. Método para estimar os valores padrão de emissões de GEE ($Fe(k)$)

Para o cálculo das emissões por m^3 de biocombustível é necessário estimar as emissões que cada insumo gera ao ser consumido nos processos produtivos ($Fe(k)$). Para facilitar o acesso aos resultados de emissões, foram estimados dados-padrão (*default data*) para todos os insumos necessários nos processos produtivos, em $kg CO_2eq / unidade$.

Os fatores de emissão foram obtidos a partir de uma média de emissões de diferentes processos existentes no banco de dados *Ecoinvent 3.0* para um mesmo produto. As diferenças de emissões observadas entre os processos ocorrem por diferenças climáticas e tecnológicas existentes nos países de onde foram extraídos os dados. Só foram considerados para a média final dos dados-padrão os valores dentro da faixa entre a média mais ou menos duas vezes o

desvio padrão. O quadro 2 resume os fatores de emissão considerados como *default value* para diferentes insumos dos processos produtivos.

Quadro 2 - Valores padrão para fatores de emissão dos insumos

Insumos	Fator de emissões	Unidade
Ácido fosfórico	3,037	kg CO ₂ eq/kg
Ácido hidrocloreídrico	1,360	kg CO ₂ eq/kg
Ácido Sulfúrico	0,414	kg CO ₂ eq/kg
Água	0,007	kg CO ₂ eq/kg
Amônia	1,777	kg CO ₂ eq/kg
Bloco de concreto (20x40 cm)	2,321	kg CO ₂ eq/bloco
Calcário	0,022	kg CO ₂ eq/kg
Calor a partir da queima de lenha	0,116	kg CO ₂ eq/MJ
Calor a partir de gás natural	0,156	kg CO ₂ eq/MJ
Calor a partir do cavaco de madeira	0,869	kg CO ₂ eq/kg
DDGS (Grãos de Destilaria Secos com Solúveis)	0,073	kg CO ₂ eq/kg
Diesel	2,061	kg CO ₂ eq/kg
Farelo de soja	5,541	kg CO ₂ eq/kg
Fertilizante – Fósforo	0,876	kg CO ₂ eq/kg
Fertilizante – Nitrogênio	1,427	kg CO ₂ eq/kg
Fertilizante – Potássio	0,776	kg CO ₂ eq/kg
Gesso	0,055	kg CO ₂ eq/kg
Hexano	1,623	kg CO ₂ eq/kg
Hidróxido de sódio	0,718	kg CO ₂ eq/kg
Levedura de forragem	18,427	kg CO ₂ eq/kg
Metanol	1,925	kg CO ₂ eq/kg
Metilato de sódio	2,025	kg CO ₂ eq/kg
Mix de eletricidade	0,109	kg CO ₂ eq/MJ
Óleo combustível	2,001	kg CO ₂ eq/kg
Pesticida – Fungicida	16,281	kg CO ₂ eq/kg
Pesticida – Herbicida	18,464	kg CO ₂ eq/kg
Pesticida – Inseticida	24,191	kg CO ₂ eq/kg
Ração animal (genérico)	1,911	kg CO ₂ eq/kg
Sementes de braquiária	3,863	kg CO ₂ eq/kg
Sementes de milho	2,978	kg CO ₂ eq/kg
Sementes de soja	2,030	kg CO ₂ eq/kg

Para os resultados finais de emissões, estes fatores de emissão devem ser multiplicados pelas quantidades de insumos necessárias por m³ de biocombustível, conforme detalhado na Equação 25.

4.4.2. Método para estimar os valores padrão de coeficiente de energia ($Ce(k)$)

Na Análise do balanço energético, os fluxos de entrada foram convertidos em termos de energia a partir de seus respectivos “coeficientes de energia” ($Ce(k)$) encontrados em referências relevantes (Quadro 3).

Quadro 3 - Coeficientes de energia dos insumos dos processos produtivos.

Insumos	Conteúdo energético	Unidade	Referência
Ácido fosfórico	10,32	MJ/kg	Spinelli et al. (2013)
Ácido hidrocloreídrico	21,03	MJ/kg	Sheehan et al. (1998)
Ácido sulfúrico	5,22	MJ/kg	Jolliet et al. (2015)
Água	0,005	MJ/kg	Odum (1996)
Amônia	20,9	MJ/kg	Chagas (2007)
Bloco de concreto (20x40 cm)	23,61	MJ/bloco	Oliveira (2015)
Cavaco de madeira	13,55	MJ/kg	Incobio (2019)
Calcário	0,10	MJ/kg	Nogueira (2011)
DDGS (<i>Grãos de Destilaria Secos com Solúveis</i>)	20,24	MJ/kg	RenovaCalc (2018)
Diesel	42,29	MJ/kg	EPE (2017)
Eletricidade	3,60	MJ/kWh	EPE (2017)
Farelo de soja	17,20	MJ/kg	Baker et al. (2014)
Fertilizante – Fósforo	7,50	MJ/kg	Capaz (2009)
Fertilizante – Nitrogênio	56,50	MJ/kg	Capaz (2009)
Fertilizante – Potássio	7,00	MJ/kg	Capaz (2009)
Gás Natural Seco	36,84	MJ/m ³	EPE (2017)
Gesso	0,82	MJ/kg	Bušatlić et al. (2009)
Hexano	22,50	MJ/kg	Sheehan et al. (1998)
Hidróxido de sódio	19,95	MJ/kg	Sheehan et al. (1998)
Lenha Comercial	12,98	MJ/kg	EPE (2017)
Levedura de forragem	6,61	MJ/kg	Lopes et al. (2017)
Metanol	39,30	MJ/kg	Sheehan et al. (1998)
Metilato de sódio	39,10	MJ/kg	Sheehan et al. (1998)
Óleo combustível	39,77	MJ/kg	EPE (2017)
Pesticida – Fungicida	216,00	MJ/kg	Taki et al. (2012)
Pesticida – Herbicida	308,30	MJ/kg	Capaz (2009)
Pesticida – Inseticida	418,60	MJ/kg	Nogueira (2011)
Sementes	25,30	MJ/kg	Mourad e Walter (2011)

Para os biocombustíveis gerados, foi utilizado o poder calorífico inferior (PCI) (Quadro 4).

Quadro 4 – Poder calorífico inferior dos biocombustíveis em estudo.

Insumos	Densidade (kg/m ³)	Poder Calorífico Inferior (MJ/kg)	Referência
Biodiesel	880,00	37,68	EPE (2017)
Biogás	0,86	25,80	Lora e Andrade (2009)
Etanol anidro	791,00	28,26	EPE (2017)
Etanol hidratado	809,00	26,38	EPE (2017)

Para os resultados finais do balanço energético, os coeficientes de energia devem ser multiplicados pelas quantidades de insumos necessárias por m³ de biocombustível, conforme detalhado na Equação 26.

4.5. REPARTIÇÃO DE IMPACTOS

Uma grande fonte de variação dos resultados de trabalhos de ACV é o sistema de repartição dos impactos entre os produtos principais da cadeia e os demais produtos obtidos durante as diversas etapas do processo.

De acordo com a ISO 14.044 (2006), se o processo apresenta várias saídas, é necessário determinar as emissões associadas a cada produto, repartindo-se os impactos. A forma mais simples de se dividir os impactos entre os diversos produtos é o processo de alocação, que reparte as entradas e saídas do sistema entre os produtos utilizando-se relações físicas (mássica, energética, etc.) ou econômicas entre eles.

No entanto, a norma ISO recomenda evitar alocação usando-se: (a) divisão de subprocessos, que consiste em reorganizar processos elementares em subprocessos para cada um dos produtos; (b) expansão do sistema, que consiste em expandir os limites do sistema para incluir no inventário todas as entradas e saídas relacionadas aos coprodutos, subtraindo-se dos impactos globais do sistema as emissões relativas à igual quantidade produzida desses coprodutos em processo alternativo de produção. Somente caso nenhuma das duas opções seja possível deve-se realizar a alocação.

Nesta pesquisa, a sucessão de culturas permite que sejam obtidos da fase agrícola 2 produtos: grãos de soja e grãos de milho. Estes produtos têm um insumo comum compartilhado pelas atividades: o solo. Todas as outras entradas de massa e energia podem ser divididas para criar subprocessos independentes. Nesse caso, a abordagem da subdivisão envolve a criação de um subprocesso independente para cada um dos dois produtos finais. A independência, neste caso, representa uma aproximação da realidade, uma vez que os

insumos para manejo de uma cultura influenciam o manejo da outra. No entanto, essas influências recíprocas são difíceis de medir (ESTEVEES et al., 2018).

Existem diversos processos com múltiplas saídas: terminação animal (onde são obtidos animal vivo e o esterco); digestão anaeróbica (onde são obtidos o biogás e o digestato); abate e renderização (onde são obtidos a carne, a farinha de ossos e o sebo); extração de óleo de soja (onde são obtidos o óleo e o farelo de soja); transesterificação (onde são obtidos o biodiesel e a glicerina); hidrólise, fermentação e destilação (onde são obtidos o bioetanol e o DDGS).

O estrume gerado pelos animais é inicialmente um resíduo da cadeia pecuária sem valor agregado. Os animais criados sob regime confinado apresentam ambiente propício à coleta de dejetos para a produção de biogás. Assim, em sistemas confinados, o esterco deixa de ser considerado um resíduo da cadeia pecuária para ser considerado um subproduto da etapa de terminação animal, devido à certeza do uso posterior como matéria-prima na produção de biogás (DIRETIVA, 2008; ESTEVEES et al., 2019).

Quando o animal não está confinado, ou quando na área de confinamento não existe piso apropriado, o esterco gerado é apenas contabilizado como emissão da etapa de terminação animal.

Em uma planta de digestão anaeróbia, além do biogás, é produzido digestato, que é amplamente utilizado na agricultura como fertilizante orgânico devido ao seu alto teor de nutrientes (VAN STAPPEN et al., 2016).

O sebo é um subproduto produzido obrigatoriamente na etapa de abate e renderização, onde os produtos principais da cadeia são a carne e o couro, além da farinha de ossos, que é um subproduto (ESTEVEES et al., 2017).

A fase de transesterificação produz além do biodiesel como principal produto, glicerina como subproduto. A glicerina possui diferentes aplicações, incluindo seu uso em dietas animais para fornecimento de energia (ARIF et al., 2017) e aumento na produção de biogás quando usada em co-digestão com dejetos bovinos, apesar de nesta aplicação seu uso representar uma redução da eficiência na remoção de matéria orgânica (AUGUSTO PAZUCH et al., 2017).

A extração de grãos de soja gera dois produtos básicos, com várias utilidades, ou seja, óleo e farelo de soja. Além do uso de óleo de soja degomado como matéria-prima para o biodiesel, ele também pode ser refinado para uso como óleo de cozinha ou inclusão em ração

animal. O farelo de soja, dentre várias utilidades, é uma das fontes mais utilizadas de proteína na alimentação animal em todo o mundo (ESTEVEES et al., 2016).

O processo de fermentação do milho produz além do etanol, DDGS, subproduto que tem sido amplamente usado como substituto nutricional de alimentos convencionais, incluindo milho, farelo de soja e ureia (WANG et al., 2011).

Em todos os casos, não é possível separar a produção do produto principal dos coprodutos e subprodutos em subprocessos independentes. Assim, a divisão em subprocessos não pode ser utilizada. Por outro lado, a expansão do sistema é adequada, para considerar o uso de subprodutos gerados na cadeia agrícola (farelo de soja e DDGS) como insumos na composição da ração animal.

Foram realizadas duas análises diferentes: (i) todos os subprodutos do processo foram alocados para excluir seus percentuais de contribuição nas emissões e energia gasta nos processos; (ii) foi considerada a expansão do sistema para utilização dos subprodutos farelo de soja e DDGS, gerados nas cadeias produtivas do biodiesel de soja e bioetanol de milho, respectivamente, como ingredientes na composição da ração para bovinos sob sistema confinado.

4.5.1. Alocação dos subprodutos

Na abordagem de alocação dos subprodutos deve ser aplicado um dos métodos de alocação para distribuir as emissões e energia gastas entre o biogás e o digestato; bem como entre o sebo, a farinha de ossos, o couro e a carne; entre o óleo e o farelo de soja; entre o biodiesel e a glicerina; entre o etanol e o DDGS; e entre o animal vivo e o esterco.

Existem três abordagens de alocação: alocação por massa, por valor de mercado e por conteúdo energético. Enquanto a distribuição de massa consiste em uma divisão pura entre as massas dos produtos, o valor de mercado e a alocação de conteúdo de energia incluem a multiplicação da massa de cada produto pelo correspondente valor de mercado e conteúdo energético.

Alguns dos produtos obtidos nas cadeias produtivas em estudo, como o digestato, a carne, a farinha de ossos e farelo de soja, não possuem fins energéticos. Como todos os produtos possuem fins comerciais, optou-se por aplicar a alocação por valor de mercado em todas as cadeias produtivas analisadas.

A alocação econômica desempenha um papel importante nos sistemas de serviços/produtos, uma vez que estes serviços estão relacionados a insumos que são base de diferentes cadeias produtivas (ARDENTE E CELLURA, 2012). Apesar disso, esta metodologia requer constante atualização, uma vez que os preços de mercado podem ter variações substanciais dependendo da oferta e da demanda (ESTEVES et al., 2016).

Os cálculos dos fatores de alocação de cada uma das cadeias serão detalhados a seguir nos itens 8.5.1, 8.6.1, 8.7.1 e 8.8.1.

4.5.2. Expansão do sistema

A abordagem de expansão do sistema diferencia-se da abordagem de alocação, pois nela considera-se que o farelo de soja e o DDGS, gerados nas cadeias produtivas do biodiesel de soja e bioetanol de milho, respectivamente, são utilizados como ingredientes na composição da ração para bovinos sob sistema confinado. Portanto, não é necessária a realização de alocação entre o farelo e o óleo de soja, nem entre o DDGS e o bioetanol, visto que 100% do farelo e DDGS produzidos são utilizados no próprio sistema para a alimentação animal.

Em relação às emissões e ao balanço energético do farelo de soja e DDGS necessários aos animais mantidos em confinamento, deve-se descontar do total destes insumos presentes na composição da ração, o percentual que é produzido como subproduto do biodiesel de soja e bioetanol de milho. As Equações 37 e 38 apresentam a aplicação das equações 25 e 26 para a abordagem de expansão do sistema.

$$E_{GEE}(c) = [Fc(BD_{SB}) + Fc(BG)] \times [\sum_w (In(w) \times Fe(w)) \times \left(1 - \frac{(w)gerado}{(w)necessário}\right) + \sum_v (In(v) \times Fe(v))] \quad (37)$$

$$B_{ENER}(c) = [Fc(BD_{SB}) \times Pc(BD_{SB})] + [Fc(BG) \times Pc(BG)] - \{[Fc(BD_{SB}) + Fc(BG)] \times [\sum_w (In(w) \times Ce(w)) \times \left(1 - \frac{(w)gerado}{(w)necessário}\right) + \sum_v (In(v) \times Ce(v))]\} \quad (38)$$

Onde:

$E_{GEE}(c)$ corresponde às emissões de GEE obtidas dos insumos por metro cúbico de biodiesel de sebo de animais em confinamento (c) ($kgCO_2eq/m^3_{BDsb}$).

$Fc(BD_{SB})$ é o fator de conversão da matéria-prima animal em biodiesel de sebo, expresso em metros cúbicos de biodiesel por animal ($m^3_{BDsb}/animal$).

w corresponde aos insumos farelo de soja ou DDGS, componentes da ração animal.

$In(w)$ é a quantidade de insumo “ w ” da cadeia produtiva necessária para a produção de um metro cúbico de biodiesel de sebo, expressa em unidade do insumo por metro cúbico de biodiesel de sebo (U_{In}/m^3_{BDsb}). Os insumos estão apresentados na Tabela 30.

$Fe(w)$ é o fator de emissão para o insumo “ w ”, expresso em quilograma de CO₂ equivalente por unidade do insumo ($kgCO_2eq/U_{In}$). Os fatores de emissão estão detalhados no item 8.4.1.

“(w) gerado” corresponde a quantidade de insumo “ w ” gerado como subproduto das cadeias produtivas do biodiesel de óleo de soja e bioetanol de milho.

“(w) necessário” corresponde a quantidade de insumo “ w ” necessário para satisfazer os animais criados sob sistema confinado.

v corresponde aos insumos necessários na cadeia produtiva do biodiesel de sebo a partir de animais confinados excluindo-se o farelo de soja e o DDGS, que estão inclusos como insumos “ w ”.

$In(v)$ é a quantidade de insumo “ v ” da cadeia produtiva necessária para a produção de um metro cúbico de biodiesel de sebo, expressa em unidade do insumo por metro cúbico de biodiesel de sebo (U_{In}/m^3_{BDsb}). Os insumos estão apresentados na Tabela 30.

$Fe(v)$ é o fator de emissão para o insumo “ v ”, expresso em quilograma de CO₂ equivalente por unidade do insumo ($kgCO_2eq/U_{In}$). Os fatores de emissão estão detalhados no item 8.4.1.

Fac_{BDsb} indica o percentual de alocação acumulado para os insumos pastoris da cadeia produtiva do biodiesel de sebo.

$B_{ENER}(c)$ corresponde à energia gasta no processo de obtenção de cada insumo por metro cúbico de biodiesel de sebo de animais em confinamento (c) (MJ/m^3_{BDsb}).

$Pc(BD_{sb})$ é o poder calorífico do biocombustível biodiesel de sebo, expresso em megajoules por metros cúbicos de biodiesel de sebo (MJ/m^3_{BDsb}).

$Ce(w)$ é o coeficiente de energia para o insumo “ w ”, expresso em megajoules por unidade do insumo (MJ/U_{In}). Os coeficientes de energia ($Ce(w)$) estão detalhados no item 8.4.2.

$Ce(v)$ é o coeficiente de energia para o insumo “ v ”, expresso em megajoules por unidade do insumo (MJ/U_{In}). Os coeficientes de energia ($Ce(v)$) estão detalhados no item 8.4.2.

4.6. BIODIESEL DE SOJA

As etapas da cadeia produtiva do biodiesel de óleo de soja são: i) fase agrícola; ii) transporte de grãos; iii) Extração de óleo de soja; iv) transporte de óleo de soja; v) transesterificação, conforme apresentado na Figura 25.

Os insumos são padronizados para a produção de 1 m³ de biodiesel de óleo de soja, segundo as proporções obtidas a partir da Equação 39, que define o fator de conversão de metros cúbicos de biodiesel por quilograma de grãos de soja ($Fc (BD_{OS})$).

$$Fc (BD_{OS}) = P_{OS/GS} / D_{OS} / Tc_{OS/BD} \quad (39)$$

Onde:

$Fc (BD_{OS})$ é o fator de conversão de grãos de soja (GS) em biodiesel de óleo de soja (BD_{OS}), expresso em metros cúbicos de biodiesel por quilograma de grãos de soja ($m^3_{BD_{OS}}/kg_{GS}$);

$P_{OS/GS}$ é o percentual do grão de soja (GS) que é extraído como óleo de soja (OS), ou seja, o conteúdo de óleo da soja. Neste estudo o valor adotado é 18% (Esteves et al., 2016);

D_{OS} é a densidade do óleo de soja, expressa em quilograma por metro cúbico do óleo de soja (kg/m^3). Neste estudo o valor adotado é de 917 kg/m^3 (Chemical Book, 2019);

$Tc_{OS/BD}$ é a taxa de conversão do óleo de soja em biodiesel. Representa a quantidade de óleo de soja (em m³) necessário para a produção de 1 m³ de biodiesel de óleo de soja. Neste estudo o valor adotado é 1,09 (Esteves et al. 2017).

Para a obtenção de 1 m³ de biodiesel de óleo de soja são necessários 1,09 m³ de óleo de soja. Considerando-se a densidade do óleo de soja de 917 kg/m^3 e que o óleo corresponde a 18% da massa dos grãos de soja, têm-se um total de 999,53 kg de óleo de soja e de 5.552,94 kg de grãos de soja para obtenção de 1 m³ de biodiesel de óleo de soja.

4.6.1. Alocação

Os impactos gerados na cadeia produtiva do biodiesel de soja foram repartidos usando-se alocação por valor de mercado, conforme explicado no item 8.5.1.

De acordo com Cavalett e Ortega (2010), para cada quilograma de soja que entra no processo de extração, são produzidos 0,180 kg de óleo de soja e 0,813 kg de farelo de soja. Já o valor de mercado foi obtido a partir de cotação em julho de 2019, sendo de R\$ 2,70 por

quilograma de óleo e R\$ 1,10 por quilograma de farelo de soja (BIOMERCADO, 2019). A Tabela 7 resume as quantidades mássicas e de valor de mercado dos produtos obtidos do processo de extração, bem como seus respectivos fatores de alocação.

Tabela 7 - Fatores de alocação da etapa de extração do óleo de soja

	Massa (kg)	Valor de mercado (R\$/kg)	Alocação por valor de mercado
Óleo de soja	0,18	2,70	35,01%
Farelo de soja	0,82	1,10	64,99%
Total	1,00		100,00%

De acordo com dados de empresas locais, no processo de transesterificação, tem-se que para cada quilograma de biodiesel produzido, obtém-se 117,37 gramas de glicerina bruta (com 80% de glicerol). Os preços médios de mercado cotados em julho de 2019 foram R\$ 3,20 e R\$ 1,60 por quilograma de biodiesel e glicerina, respectivamente (BIOMERCADO, 2019). A Tabela 8 resume as quantidades mássicas e de valor de mercado dos produtos obtidos no processo de transesterificação e seus respectivos fatores de alocação.

Tabela 8 - Fatores de alocação da etapa de transesterificação

	Massa (kg)	Valor de mercado (R\$/kg)	Alocação por valor de mercado
Biodiesel	1.000,00	3,20	94,45%
Glicerina	117,37	1,60	5,55%
Total	1.117,37		100,00%

Uma vez que os processos de extração e transesterificação estão em série (Figura 32), para as etapas anteriores à transesterificação, deve ser considerado um fator de alocação acumulado, que consiste na multiplicação dos fatores de alocação usados para o óleo de soja (35,01%) e para o biodiesel (94,45%) resultando em 33,07%.

$$Fac_{BDos} = 0,3501 \times 0,9445 = 0,3307 \text{ (33,07\%)}$$



Figura 32 – Diagrama das alocações do biodiesel de óleo de soja.

Já nas etapas de transporte de óleo de soja e transesterificação, foi considerado o fator de alocação de 94,45%.

4.6.2. Inventário e Resultados

A maioria das fazendas no centro-oeste brasileiro apresenta pacotes tecnológicos muito semelhantes dos descritos no item 8.2, com uma média constante de uso de insumos em toda a região. Os dados de entrada para a ACV da cultura de soja foram obtidos de fazendas da microrregião de Dourados no Mato Grosso do Sul (ESTEVEES et al., 2018). A Tabela 9 apresenta os dados originais para a produtividade da região de 3900 quilogramas de soja por hectare, e os dados para a produção de grãos equivalente a produção de 1 metro cúbico de biodiesel de soja (5552,94 kg).

Tabela 9 – Inventário da etapa agrícola de produção de grãos de soja

	Quantidade (kg/ha)	Quantidade (kg/m ³ BDos)
Insumos		
Sementes	44,00	62,65
Calcário	356,13	507,07
Gesso	174,86	248,98
Fertilizante N	16,84	23,98
Fertilizante		
P2O5	97,00	138,11
Fertilizante K2O	193,00	274,80
Fungicidas	1,76	2,50
Herbicidas	17,16	24,43
Inseticidas	0,58	0,82
Diesel	64,93	92,45
Produtos		
Grãos de soja	3900,00	5552,94

As etapas de transporte de grãos e de óleo de soja consideram as emissões e o gasto energético do consumo de diesel ao longo do trajeto.

A distância média da microrregião de Dourados até as extratoras do Mato Grosso do Sul Correcta e Bunge (Esteves et al., 2016) é de 115 km. Tendo-se o consumo de diesel de 2,9 km/L e a densidade do diesel de 840 kg/m³ (EPE, 2017), obtém-se um total de 33,31 quilogramas de diesel gastos no trajeto. Considerando-se um caminhão de grãos com capacidade de carga de 38 toneladas (DA SILVA, 2017), a quantidade de grãos a serem transportados (5552,94 kg) correspondem a apenas 14,54% da capacidade total do caminhão.

Assim, o total consumido para o equivalente a 1 m³ de biodiesel é de 4,84 quilogramas de diesel.

A distância média das extratoras até a usina de transesterificação da região é de 150 km (ESTEVEES et al., 2016). Tendo-se o consumo de diesel de 2,9 km/L e a densidade do diesel de 840 kg/m³ (EPE, 2017), obtém-se um total de 51,72 quilogramas de diesel gastos no trajeto. Considerando-se um caminhão tanque com capacidade de carga de 15 metros cúbicos de óleo (IMBRAMAQ, 2019), a quantidade de óleo a ser transportado (1,09 m³) corresponde a apenas 7,27% da capacidade total do caminhão. Assim, o total consumido para o equivalente a 1 m³ de biodiesel é de 3,16 quilogramas de diesel.

A etapa de extração inclui a produção tanto de óleo quanto farelo de soja. Os dados de entrada para a ACV da etapa de extração, onde são foram médias obtidas da literatura, especificamente do trabalho de Hill et al. (2006), Cavalett e Ortega (2010), Pradhan et al. (2011) e Castanheira et al. (2015). A Tabela 10 resume os dados obtidos considerando-se uma produtividade dos grãos de soja de 2613,8 kg/ha, conforme descrito por Esteves et al. (2016).

Tabela 10 – Inventário da etapa de extração dos grãos de soja

	Unidade	Hill et al. (2006)	Cavalett e Ortega (2010)	Pradhan et al. (2011)	Castanheira et al. (2015)	Média
Insumos						
Grãos de soja	kg/ha					2613,8
Eletricidade	kWh/ha	76,60	84,72	129,20	83,54	93,52
Hexano	kg/ha	6,21	3,40	6,76	4,11	5,12
Gás Natural	m ³ /ha	46,15	54,34	65,00	40,97	51,62
Água	kg/ha	10,10	2.040,00			1.025,05
Produtos						
Óleo de soja	kg/ha					470,48
Farelo de soja	kg/ha					2143,32

Estes valores foram convertidos para a quantidade de grãos necessários para a produção de 1 m³ de biodiesel de óleo de soja: 5552,94 kg/m³ BDos.

A etapa de transesterificação, onde são produzidos biodiesel e glicerina, considerou dados de empresa regional, conforme apresentado por Esteves et al. (2017) (Tabela 11). A usina considerada não faz distinção entre as matérias-primas utilizadas para a produção de biodiesel. Considerou-se tanto para o óleo de soja quanto para o sebo bovino a taxa de conversão de 1,09 m³ de óleo/sebo para cada 1 m³ de biodiesel produzido.

Tabela 11 – Inventário da etapa de transesterificação do óleo de soja/ sebo bovino

	Quantidade	Unidade
Insumos		
Óleo/sebo	1,00	m ³
Lenha	0,39	m ³
Eletricidade	52,16	kWh
Água	18,39	kg
Hidróxido de sódio	8,80	kg
Ácido Fosfórico	3,00	kg
Metanol	0,13	m ³
Metilato de sódio	11,26	kg
Ácido Hidroclorídrico	5,12	kg
Produtos		
Biodiesel	0,92	m ³
Glicerina	95,02	kg

Como os processos industriais para a produção de biodiesel de soja não apresentaram melhorias substanciais na última década, com pequenas chances de mudança no futuro próximo (ESTEVES et al., 2018), o foco em sistemas agropastoris integrados são cruciais para reduzir não só as emissões de GEE como também o gasto energético, com consequente aumento de seu balanço.

Baseando-se nas equações 25 e 26, é necessário se determinar a quantidade de cada insumo “k” da cadeia produtiva para a produção de um metro cúbico de biodiesel de óleo de soja. Cada insumo deve ser expresso em unidade do insumo por metro cúbico de biodiesel (U_{In}/m^3_{BDos}).

Estes valores são multiplicados pelo fator de emissões (FE) (item 8.4.1) e pelo coeficiente de energia (CE) (item 8.4.2) para a obtenção das emissões de GEE e o consumo de energia no processo, respectivamente, conforme apresentado na Tabela 12.

Tabela 12 – Emissões de GEE e balanço energético final da cadeia produtiva do biodiesel de óleo de soja

Insumo(s)	Quantidade	Unidade	Insumo x Fe(k) (kg CO ₂ eq/m ³ BDos)	Insumo x Ce(k) (MJ/m ³ BDos)
FASE AGRÍCOLA				
Sementes	62,65	kg/m ³ BDos	127,18	1585,01
Calcário	507,07	kg/m ³ BDos	10,92	50,71
Gesso	248,98	kg/m ³ BDos	13,79	204,31
Fertilizante N	23,98	kg/m ³ BDos	34,20	1354,72
Fertilizante P ₂ O ₅	138,11	kg/m ³ BDos	121,04	1035,84
Fertilizante K ₂ O	274,80	kg/m ³ BDos	213,15	1923,60
Fungicidas	2,50	kg/m ³ BDos	40,71	540,05
Herbicidas	24,43	kg/m ³ BDos	451,09	7531,80
Inseticidas	0,82	kg/m ³ BDos	19,91	344,50
Diesel	92,45	kg/m ³ BDos	190,49	3909,31
Grãos de soja	5552,94	kg/m ³ BDos	1222,48	18479,84
TRANSPORTE DE GRÃOS				
Diesel	4,84	kg/m ³ BDos	9,98	204,77
EXTRAÇÃO DO ÓLEO				
Grãos de soja	5552,94	kg/m ³ BDos		
Eletricidade	715,25	MJ/m ³ BDos	77,60	2574,90
Água	2177,69	kg/m ³ BDos	16,19	10,76
Hexano	10,88	kg/m ³ BDos	17,66	244,74
Gás Natural	4276,94	MJ/m ³ BDos	668,02	4276,94
Óleo de soja	1,09	m ³ /m ³ BDos	779,48	7107,34
TRANSPORTE DE ÓLEO				
Diesel	3,16	kg/m ³ BDos	6,51	133,52
TRANSESTERIFICAÇÃO				
Óleo de soja	1,09	m ³ /m ³ BDos		
Lenha	2376,70	MJ/m ³ BDos	275,59	2376,70
Eletricidade	204,67	MJ/m ³ BDos	22,21	736,80
Água	20,05	kg/m ³ BDos	0,15	0,10
Hidróxido de sódio	9,59	kg/m ³ BDos	6,88	191,26
Ácido Fosfórico	3,27	kg/m ³ BDos	9,93	33,76
Metanol	112,23	kg/m ³ BDos	216,04	4410,50
Metilato de sódio	12,27	kg/m ³ BDos	24,85	479,92
Ácido hidrocloreídrico	5,58	kg/m ³ BDos	7,59	117,39
Biodiesel	1,00	m ³	563,24	8346,42
TOTAL			2581,68	34271,90

GEE – Gases de Efeito Estufa

De acordo com a equação 26, o balanço energético final, consiste na subtração do poder calorífico de queima do biodiesel (33.158,4 MJ/ m³ - Quadro 4), pelo total consumido de energia durante o processo.

4.7. BIOETANOL DE MILHO

As etapas da cadeia produtiva do bioetanol de milho são: i) moagem dos grãos, onde é obtido o amido de milho; ii) hidrólise, fermentação e destilação, onde são obtidos o bioetanol hidratado e anidro e o DDGS, conforme apresentado na Figura 25.

Os insumos são padronizados para a produção de 1 m³ de bioetanol hidratado de milho, seguindo as proporções obtidas a partir da equação 40, que define o fator de conversão de metros cúbicos de bioetanol por quilogramas de milho ($Fc (BE)$).

$$Fc (BE) = P_{BE/GM} / D_{BE} \quad (40)$$

Onde:

$Fc (BE)$ é o fator de conversão de grãos de milho (GM) em bioetanol (BE), expresso em metros cúbicos de bioetanol por quilograma de grãos de milho (m^3_{BE}/kg_{GM});

$P_{BE/GM}$ é o percentual do grão de milho (GM) que é transformado em bioetanol hidratado (BE), expresso em quilogramas de bioetanol por quilograma de grãos de milho (kg_{BE} / kg_{GM}). Neste estudo o valor adotado é 21,33% (RENOVACALC, 2018);

D_{BE} é a densidade do bioetanol, expressa em quilograma por metro cúbico de bioetanol hidratado (kg_{BE} / m^3_{BE}). Neste estudo o valor adotado é de 809 kg/m³ (EPE, 2017).

Considerando- se a densidade do bioetanol hidratado de 809 kg/m³ e que o bioetanol corresponde a 21,33% da massa dos grãos de milho, têm-se um total de 3792,78 kg de grãos de milho para obtenção de 1 m³ de bioetanol hidratado de milho.

4.7.1. Alocação

Os impactos gerados na cadeia produtiva do bioetanol de milho foram repartidos usando-se alocação por valor de mercado, conforme explicado no item 8.5.1.

De acordo com RENOVACALC (2018), para cada tonelada de milho que entra no processo, são produzidos 99,60 kg de etanol anidro, 213,33 kg de etanol hidratado e 257 kg de DDGS.

O valor de mercado do DDGS foi estimado em R\$ 0,95 (DOS SANTOS FILHO e BERTOL, 2017). O valor de mercado do etanol hidratado foi estimado em R\$1,65/L (ANP, 2019), o que corresponde a R\$2,35/kg, considerando-se a densidade do etanol hidratado de

809 kg/m³. Já o etanol anidro, por não ser comercializado sozinho, foi estimado a partir do seu percentual de contribuição na gasolina comum (27%), obtendo-se R\$ 1,86/L (ANP, 2019), o que corresponde a R\$2,04 /kg, considerando-se a densidade do etanol anidro de 791 kg/m³.

A Tabela 13 resume as quantidades mássicas e de valor de mercado dos produtos obtidos do processo de fermentação, bem como seus respectivos fatores de alocação.

Tabela 13 - Fatores de alocação da etapa de fermentação do milho

	Massa (kg)	Valor de mercado (R\$/kg)	Alocação por valor de mercado
Etanol Anidro	99,60	2,35	25,61%
Etanol Hidratado	213,33	2,04	47,63%
DDGS	257,00	0,95	26,76%
Total	569,94		100,00%

Assim, a alocação considerada para o etanol hidratado produzido no processo de fermentação do milho é 47,63% (

Figura 33).

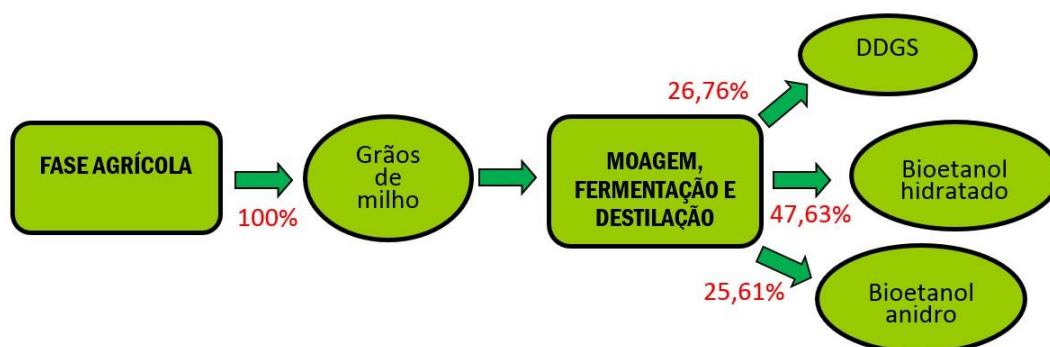


Figura 33 - Diagrama das alocações do bioetanol de milho.

4.7.2. Inventário e Resultados

A maioria das fazendas no centro-oeste brasileiro apresenta pacotes tecnológicos muito semelhantes dos descritos no item 8.2, com uma média constante de uso de insumos em toda a região. Assim, foi considerado o cultivo de milho em consórcio com o capim braquiária. Os dados de entrada para a ACV da cultura de milho foram obtidos de fazendas da microrregião de Dourados no Mato Grosso do Sul (ESTEVEZ et al., 2018). A Tabela 14 apresenta os dados originais para a produtividade da região de 5400 quilogramas de milho

por hectare, e os dados para a produção de grãos equivalente a produção de 1 metro cúbico de bioetanol (3792,19 kg).

Tabela 14 - Inventário da etapa agrícola de produção de grãos de milho

	Quantidade	Unidade	Quantidade	Unidade
Insumos				
Sementes de milho	18,20	kg/ha	12,78	kg/m ³ BE
Sementes de braquiária	3,00	kg/ha	2,11	kg/m ³ BE
Calcário	356,13	kg/ha	507,07	kg/m ³ BE
Gesso	174,863	kg/ha	248,98	kg/m ³ BE
Fertilizante N	121,128	kg/ha	85,06	kg/m ³ BE
Fertilizante P ₂ O ₅	144,68	kg/ha	101,60	kg/m ³ BE
Fertilizante K ₂ O	200	kg/ha	140,45	kg/m ³ BE
Fungicidas	1,386	kg/ha	0,97	kg/m ³ BE
Herbicidas	2,086	kg/ha	1,46	kg/m ³ BE
Inseticidas	0,584	kg/ha	0,41	kg/m ³ BE
Diesel	64,93	kg/ha	63,14	kg/m ³ BE
Secagem de grãos – lenha	0,367	m ³ /ha	1303,49	MJ /m ³ BE
Produtos				
Grãos de milho	5400	kg/ha	3792,19	kg/m ³ BE

A etapa de transporte considerou as emissões e o gasto energético do consumo de diesel ao longo do trajeto.

Conforme descrito no item 3.4.2, o estado do Mato Grosso do Sul não possui usinas próprias de etanol de milho, portanto o milho produzido, para ser processado, precisa se deslocar às usinas mais próximas localizadas no Paraná, no Mato Grosso ou em Goiás.

As usinas mais próximas da microrregião de Dourados estão localizadas em Chapadão do Céu (GO), a 546 km de distância e em Jandaia do Sul (PR), a 336 km de distância, obtendo-se uma distância média de 440 km.

Tendo-se o consumo de diesel de 2,9 km/L e a densidade do diesel de 840 kg/m³ (EPE, 2017), obtém-se um total de 127,45 quilogramas de diesel gastos no trajeto. Considerando-se um caminhão de grãos com capacidade de carga de 38 toneladas (DA SILVA, 2017), a quantidade de grãos a serem transportados (3792,19 kg) correspondem a apenas 9,93% da capacidade total do caminhão. Assim, o total consumido para o equivalente a 1 m³ de biodiesel é de 12,65 quilogramas de diesel.

O grão do milho contém moléculas de polissacarídeos que interagem entre si e formam pacotes de carboidratos com baixa solubilidade em água. Assim, é necessário degradar o amido para transformá-lo em açúcares solúveis a fim de serem usados no processo de fermentação (DE ABREU et al., 2010).

O processo de obtenção do etanol é feito em três etapas:

- (i) Preparo do substrato, onde o milho é moído para que dele se obtenha o amido necessário, e hidrolisado, para ser quebrado em moléculas menores por ação de enzimas.
- (ii) Fermentação, onde os carboidratos são transformados em álcool pela ação de micro-organismos.
- (iii) Destilação, onde o etanol é separado e purificado, a partir da separação dos componentes da mistura, pela evaporação em uma dada temperatura e pressão.

Após o processo de destilação é obtido o etanol hidratado, com 96% de álcool e 4% de água. Para a obtenção do etanol anidro é necessário retirar o percentual de água por um processo de desidratação, onde o percentual de álcool sobe para 99,6%.

A Tabela 15 resume todos os insumos necessários nos processos descritos acima para a produção de bioetanol a partir de milho. O inventário é baseado no relatório “RenovaCalc” (2018), que apresenta método e ferramenta para a contabilidade da Intensidade de Carbono de Biocombustíveis no Programa RenovaBio realizado como parceria entre a Embrapa Meio Ambiente (CNPMA), o Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol (CTBE), a Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), e a Agroicone.

Tabela 15 – Inventário de produção de etanol de milho.

	Quantidade (kg)
Insumos	
Grãos de milho	1000
Amônia	0,73
Ácido Sulfúrico	0,91
Hidróxido de sódio	0,33
Levedura	0,001
Diesel	0,09
Calor - cavaco de madeira	355,8
Produtos	
Bioetanol hidratado	213,3
Bioetanol anidro	99,6
DDGS	257,0

Baseando-se nas equações 25 e 26, é necessário se determinar a quantidade de cada insumo “k” da cadeia produtiva para a produção de um metro cúbico de bioetanol de milho. Cada insumo deve ser expresso em unidade do insumo por metro cúbico de bioetanol (U_{In}/m^3_{BE}).

Estes valores são multiplicados pelo fator de emissões (FE) (item 8.4.1) e pelo coeficiente de energia (CE) (item 8.4.2) para a obtenção das emissões de GEE e o consumo de energia no processo, respectivamente, conforme apresentado na Tabela 16.

Tabela 16 - Emissões de GEE e balanço energético final da cadeia produtiva do bioetanol de milho

Insumo(s)	Quantidade	Unidade	Insumo x Fe(k) (kg CO ₂ eq/m ³ BE)	Insumo x Ce(k) (MJ/m ³ BE)
FASE AGRÍCOLA				
Sementes de milho	12,78	kg/m ³ BE	38,06	323,36
Sementes de braquiária	2,11	kg/m ³ BE	8,14	53,30
Calcário	507,07	kg/m ³ BE	10,90	50,71
Gesso	248,98	kg/m ³ BE	13,79	204,31
Fertilizante N	85,06	kg/m ³ BE	121,34	4806,06
Fertilizante P ₂ O ₅	101,60	kg/m ³ BE	89,04	762,02
Fertilizante K ₂ O	140,45	kg/m ³ BE	108,95	983,16
Fungicidas	0,97	kg/m ³ BE	15,85	210,24
Herbicidas	1,46	kg/m ³ BE	27,05	451,63
Inseticidas	0,41	kg/m ³ BE	9,92	171,68
Diesel	63,14	kg/m ³ BE	130,09	2669,98
Secagem dos grãos – lenha	1303,49	m ³ /m ³ BE	151,20	1303,49
Grãos de milho	3792,19	kg/m ³ BE	724,34	11989,93
TRANSPORTE DE GRÃOS				
Diesel	12,65	kg/m ³ BE	26,07	535,05
MOAGEM, FERMENTAÇÃO E DESTILAÇÃO				
Grãos de milho	3792,19	kg/m ³ BE		
Amônia	2,77	kg/m ³ BE	4,92	57,86
Ácido Sulfúrico	3,45	kg/m ³ BE	1,43	18,01
Hidróxido de sódio	1,25	kg/m ³ BE	0,90	24,97
Levedura	0,0038	kg/m ³ BE	0,07	0,03
Diesel	0,34	kg/m ³ BE	0,70	14,43
Calor - cavaco de madeira	1349,26	kg/m ³ BE	1172,61	18280,46
BIOETANOL	1,00	m ³	1180,63	18395,75
TOTAL			1931,04	30920,74

GEE – Gases de Efeito Estufa

De acordo com a equação 26, o balanço energético final consiste na subtração do poder calorífico de queima do bioetanol (21.341,42 MJ/ m³ - Quadro 4), pelo total consumido de energia durante o processo.

4.8. BIOGÁS DE ESTERCO BOVINO

As etapas da cadeia produtiva do biogás a partir de esterco bovino são: i) fase de terminação animal, onde os dejetos são gerados; ii) digestão anaeróbia, conforme apresentado na Figura 25.

Os insumos são padronizados para a produção de 1 m³ de biogás de esterco bovino, segundo as proporções obtidas a partir da equação 41, que define o fator de conversão de metros cúbicos de biogás por animal ($Fc (BG)$).

$$Fc (BG) = ES_{AN} / Tc_{ES/BG} \quad (41)$$

Onde:

$Fc (BG)$ é o fator de conversão de esterco em biogás, expresso em metros cúbicos de biogás por animal ($m^3_{BG}/animal$);

ES_{AN} consiste na quantidade de esterco produzido por um animal em um determinado tempo (kg / animal);

$Tc_{ES/BG}$ é a taxa de conversão de biogás a partir de esterco, expressa em quilograma de esterco por metros cúbicos de biogás. Neste estudo o valor adotado será de 42,08 kg / m³_{BG} (Tabela 22).

A quantidade de esterco produzido por um animal (ES_{AN}) é dada pela equação 42.

$$ES_{AN} = [\sum_{n=0}^{n=nt} (Mf + (gm \times (n - nt)))] * Te \quad (42)$$

Onde:

Mf é a massa final de um animal, expressa em quilogramas (kg);

gm é o ganho de massa diário de um animal, expresso em quilogramas por dia (kg/d). Neste estudo o valor adotado é 1,3 kg/d (GOMES et al., 2015);

n representa os dias de confinamento, variando de 0 a nt , expresso em dias (d);

nt é o número total de dias em confinamento, expresso em dias (d);

Te é a taxa diária de excreção animal. Neste estudo o valor adotado é de 8% da massa animal (MWPS, 2004).

Para a obtenção de 1 m³ de biogás são necessários 42,08 kg de esterco bovino. Para se estimar a quantidade de animais necessários para produzir 1m³ de biogás, realiza-se uma

proporção da quantidade de esterco gerada por 1 animal (Equação 42), para os n dias de confinamento, e estima-se a quantidade de animais para gerar 42,08 kg de esterco.

A Tabela 17 apresenta as quantidades de esterco por animal e quantos animais são necessários por metro cúbico de biogás, considerando períodos médios de confinamento na microrregião de 90 dias.

Tabela 17 – Esterco gerado no período de confinamento e número de animais necessários para produzir 1m³ de biogás

Tipos de engorda	Duração (nt)	Ganho diário (gm)	Massa final (Mf)	Esterco gerado (ES _{AN})	Animais/m ³ de biogás (1/ Fc (BG))
Confinado	90	1,3	450	2850,12	0,015

4.8.1. Alocação

Os impactos gerados na cadeia produtiva do biogás de esterco foram repartidos usando-se alocação por valor de mercado, conforme explicado no item 8.5.1.

Considerando-se o peso diário ganho por animal em confinamento de 1,3 kg, durante o período de 90 dias, cada animal apresenta um ganho de 117 kg, e gera 2850,12 kg de esterco (Tabela 17). Os valores de mercado do animal e do esterco foram obtidos a partir de dados regionais: 8,77 R\$/ kg para o animal e 0,1 R\$/kg, para o esterco. A Tabela 18 resume as quantidades mássicas e de valor de mercado dos produtos obtidos na etapa de terminação animal e seus respectivos fatores de alocação.

Tabela 18 – Fatores de alocação da etapa de terminação animal

	Massa (kg)	Valor de mercado (R\$/kg)	Alocação por valor de mercado
Esterco	2850,12	0,10	21,74%
Animal	117,00	8,77	78,26%

Para o cálculo da alocação da etapa de digestão anaeróbia foi utilizada a massa de cada produto relativa a um metro cúbico. Para o biogás utilizou-se a densidade de 0,86 kg/m³ (Lora e Andrade, 2009). De acordo com Mezzullo et al. (2013) e Boulamanti et al. (2013) para cada metro cúbico de biogás gerado são produzidos 42 quilogramas de adubo orgânico. Para o cálculo da alocação foi considerado apenas 10% da massa de adubo (4,2 kg). Este percentual representa a fração sólida do adubo (Poeschl et al., 2012b) e não Brasil, somente esta fração possui valor de comercialização.

O valor de mercado do biogás foi obtido a partir do seu preço no leilão de energia (262 R\$/MWh). Para a conversão desta unidade energética em unidade de massa, aplicou-se

o poder calorífico do biogás (0,0072 MWh/kg) (Lora e Andrade, 2009), totalizando 1,22 R\$/kg de biogás. O valor de mercado do adubo orgânico (biofertilizante), obtido a partir de empresas regionais, é de R\$ 0,18 por quilograma. A Tabela 19 resume as quantidades mássicas e de valor de mercado dos produtos obtidos no processo de digestão anaeróbia e seus respectivos fatores de alocação.

Tabela 19 – Fatores de alocação da etapa de digestão anaeróbia

	Massa (kg)	Valor de mercado (R\$/kg)	Alocação por valor de mercado
Biogás	0,860	1,22	58,08%
Adubo orgânico sólido	4,270	0,18	41,92%

Uma vez que as etapas de terminação animal e digestão anaeróbia estão em série (Figura 34), para as etapas anteriores à digestão anaeróbia, deve ser considerado um fator de alocação acumulado, que consiste na multiplicação dos fatores de alocação usados para o esterco (21,74%) e biogás (58,02%), resultando em 12,61%.

$$Fac_{BG} = 0,2174 \times 0,5802 = 0,1261 (12,61\%)$$

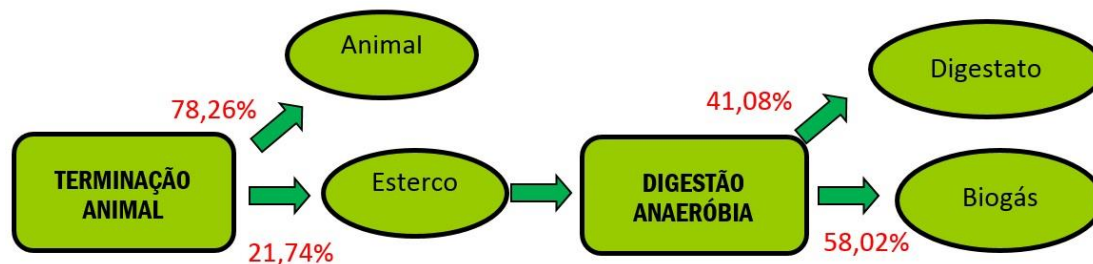


Figura 34 - Diagrama das alocações do biogás

Já na etapa de digestão anaeróbia foi considerado o fator de alocação de 58,08%.

4.8.2. Inventário e Resultados

O esterco é considerado um subproduto da cadeia pecuária quando existe certeza de uso posterior. Assim, as emissões da etapa de terminação animal devem ser contabilizadas na cadeia produtiva do biogás de esterco bovino.

A fase de terminação animal é responsável pelas emissões oriundas da fermentação entérica do gado. Para o gado confinado, os únicos termos a serem considerados são a energia

líquida para manutenção animal (NEm) de 31,46; a energia digestível (DE%) de 80% e o fator de conversão de metano (Ym) de 3,0. Assim, baseando-se nas equações 27 a 31 tem-se um total de 1,08 kg CO₂eq por cabeça dia para os animais criados sob confinamento.

A fermentação entérica, não possui equivalente na análise energética, visto que a energia que circula nesta etapa está ocorrendo internamente no animal, com o seu metabolismo.

Para animais criados em confinamento, além da fermentação entérica, deve-se levar em consideração as emissões da suplementação animal, como gastos com ração, água e eletricidade. A ração por dia para uma cabeça de gado, obtida a partir de dados primários, é de 5,7 kg. A Tabela 20 apresenta o resumo da composição da ração fornecida aos animais criados em sistema confinado.

Tabela 20 – Composição da ração fornecida aos animais em confinamento

Insumos	Unidade	Quantidade	%
Farelo de Soja	kg/cab/dia	1,12	19,60
Grãos secos de milho destilados com solúveis	kg/cab/dia	3,42	60,00
Milho Moído	kg/cab/dia	0,93	16,40
Proteinado -Força 100 - Núcleo 6000 plus	kg/cab/dia	0,23	4,00
Total de kg da ração	kg/cab/dia	5,70	100,00

O proteinado possui em sua composição uma mistura de nutrientes essenciais para a nutrição adequada do animal como cálcio, enxofre, fósforo, vitaminas, etc.

De acordo com dados primários, um boi adulto consome em média 44,6 litros de água por dia. O desperdício de água dos bebedouros e a água da lavagem das baias não foram considerados, uma vez que a região realiza lavagens com água reutilizada, e seus valores não são significativos quando comparados ao consumo animal. O consumo de eletricidade foi obtido de Russo e Blotnitz (2017) cujo estudo determinou o consumo de 0,145 kWh cabeça⁻¹ dia⁻¹. A Tabela 21 apresenta os insumos necessários durante a fase de engorda animal sob o sistema de confinamento considerado.

Tabela 21 – Insumos necessários durante a fase de engorda

	Unidade	Quantidade
Água	L/cab/dia	44,6
Eletricidade	kwh/cab/dia	0,145
Ração	kg/cab/dia	5,70

Enquanto o animal permanece na etapa de terminação gera continuamente dejetos, que devem ser manejados adequadamente quando os animais se encontram confinados conforme detalhado no item 8.1.3.

Aplicando-se as equações 32 e 34 obtém-se 0,13 kg CO₂ eq/cab/dia e 0,28 kg CO₂eq/cab/dia, para emissões de N₂O diretas e indiretas, respectivamente. Aplicando-se a equação 35, obtém-se 0,48 kg CO₂eq/cab/dia, para emissões de CH₄. O somatório de emissões da atividade de manejo de dejetos é igual a 0,90 kg CO₂eq/cab/dia.

Neste trabalho desconsiderou-se o gasto energético do manejo por ser insignificante em relação aos demais gastos.

Conforme descrito no item 8.1.1, para conseguir realizar a coleta de dejetos, é necessário que o piso abaixo dos animais seja concretado. Este trabalho considerou um bloco de concreto com 0,8 m² de área, como descrito em Oliveira (2015). Sabendo-se que um animal ocupa em média uma área de 32,5 m² (De Quadros, 2019), deduz-se a quantidade de animais que ocupam a área de 1 bloco é de 0,025 animais. Dividindo-se o número de animais por m³ de biogás (0,015 - Tabela 17) pelo total de animais por bloco (0,025), obtém-se a quantidade total de blocos por metro cúbico de biogás de 0,5997.

O consumo de água para a lavagem das baias não foi considerado neste estudo para avaliação das emissões e energia gasta, uma vez que a região utiliza sistema de raspagem além do sistema *flush* com água, que é reutilizada após a lavagem.

Na região de estudo não existem usinas de digestão anaeróbia. Assim, foram estimadas pequenas usinas localizadas próximas à área onde o estrume é gerado. Também foi considerado que o estrume pode ser transportado por dutos que conectam as áreas de armazenamento de dejetos à planta de digestão. Desta forma o estrume é carreado por água e transportado com auxílio da gravidade, fazendo assim com que a energia gasta e as emissões neste transporte sejam pequenas e, portanto, não consideradas neste trabalho.

Para o cálculo dos valores de entrada e saída dos processos na etapa de DA foram utilizados dados de literatura obtidos dos trabalhos de Boulamanti et al. (2013) e Mezzullo et al. (2013). Tais trabalhos foram escolhidos por apresentarem um grande detalhamento de dados, e por utilizarem o esterco como única matéria prima (mono-digestão) para a produção de biogás, conforme Tabela 22. Os dados foram padronizados para a produção de 1 m³ de biogás.

Tabela 22 – Inventário da etapa de produção de biogás a partir da Digestão Anaeróbia

	Unidade	Boulamanti et al. (2013)	Mezzulo (2010)	Média
Insumos				
Esterco	kg	25,68	58,47	42,08
Eletricidade	KJ	370	1044	707
Calor	KJ	1860	14500	8180
Produtos				
Biogás	m ³	1	1	1
Digestato	kg	25,66	58,47	42,07

Baseando-se nas equações 25 e 26, é necessário se determinar a quantidade de cada insumo k da cadeia produtiva para a produção de um metro cúbico de biogás de esterco bovino.

As emissões da etapa de coleta e armazenamento de dejetos foram obtidas a partir da quantidade de animais necessários por metro cúbico para o período de 90 dias, conforme detalhado na Tabela 17.

Na etapa de digestão anaeróbia, cada insumo ‘k’ deve ser expresso em unidade do insumo por metro cúbico de biogás (U_{In}/m^3_{BG}). Estes valores são multiplicados pelo fator de emissões (FE) (item 8.4.1) e pelo coeficiente de energia (CE) (item 8.4.2) para a obtenção das emissões de GEE e consumo de energia no processo, respectivamente, conforme apresentado na Tabela 23.

Tabela 23 – Emissões de GEE e balanço energético final da cadeia produtiva do biogás de esterco

Insumo(s)	Quantidade	Unidade	Insumo x Fe(k) (kg CO ₂ eq/m ³ BG)	Insumo x Ce(k) (MJ/m ³ BG)
TERMINAÇÃO ANIMAL				
Animal	0,01	animais/m ³ BG		
Água	0,06	m ³ /m ³ BG	0,0004	
Eletricidade	0,69	MJ/m ³ BG	0,08	0,69
Farelo de soja	1,48	kg/m ³ BG	8,22	25,53
DDGS	4,54	kg/m ³ BG	0,33	91,97
Proteinado	0,30	kg/m ³ BG	0,58	
Fermentação Entérica			1,43	
Piso concretado	0,6	blocos/m ³	1,39	14,16
Manejo de dejetos			1,20	
Esterco	42,08	kg/m ³ BG	13,23	132,35
DIGESTÃO ANAERÓBIA				
Esterco	42,08	kg/m ³ BG		
Eletricidade	0,71	MJ/m ³ BG	0,08	0,71
Calor	8,18	MJ/m ³ BG	1,28	8,18
Biogás	1,00	m ³	1,35	8,89
TOTAL			14,58	141,24

GEE – Gases de Efeito Estufa

De acordo com a equação 26, o balanço energético final consiste na subtração do poder calorífico de queima do biogás (22,19 MJ/ m³ - Quadro 4), pelo total consumido de energia durante o processo.

4.9. BIODIESEL DE SEBO

As etapas da cadeia produtiva do biodiesel de sebo bovino são: i) fase de terminação animal, que pode ocorrer com animais criados em confinados ou a pasto; ii) transporte de animais; iii) abate e renderização; iv) transporte de sebo bovino; v) transesterificação, conforme apresentado na Figura 25.

Os insumos são padronizados para a produção de 1 m³ de biodiesel de sebo bovino, segundo as proporções obtidas a partir da equação 43, que define o fator de conversão de metros cúbicos de biodiesel por animal ($Fc (BD_{SB})$).

$$Fc (BD_{SB}) = P_{SB/Mf} / D_{SB} / T_{CB/BD} \quad (43)$$

Onde:

$Fc (BD_{SB})$ é o fator de conversão da matéria-prima animal em biodiesel de sebo, expresso em metros cúbicos de biodiesel por animal ($m^3_{BDsb}/animal$);

$P_{SB/Mf}$ é o percentual de massa final do animal (Mf) que é extraído como sebo bovino (SB). Neste estudo o valor adotado é de 4,5% (Esteves et al., 2017);

D_{SB} é a densidade do sebo bovino, expressa em quilograma por metro cúbico (kg/m³). Neste estudo o valor adotado é de 905 kg/m³ (FIRESTONE, 2006);

$T_{CB/BD}$ é a taxa de conversão do sebo bovino em biodiesel. Representa a quantidade de sebo bovino (em m³) necessário para a produção de 1 m³ de biodiesel de sebo bovino. Neste estudo o valor adotado é 1,09 (Esteves et al. 2017).

Para a obtenção de 1 m³ de biodiesel de sebo bovino são necessários 1,09 m³ de sebo bovino. Considerando-se a densidade do sebo de 905 kg/m³ e que o sebo representa 21,6 kg da massa final de um animal de 450 kg (4,5% da massa final - Esteves et al., 2017), têm-se um total de 986,45 kg de sebo bovino e 48,71 animais para obtenção de 1 m³ de biodiesel de sebo bovino.

4.9.1. Alocação

Os impactos gerados na cadeia produtiva do biodiesel de sebo foram repartidos usando-se alocação por valor de mercado, conforme explicado no item 8.5.1.

Para a etapa de terminação de animais em confinamento, foi utilizado o fator de alocação do animal já calculada na Tabela 18 de 78,26%. Para animais a pasto não foi utilizada alocação da etapa de terminação visto que o esterco gerado é um resíduo, pela dificuldade de coleta para posterior utilização, e não um subproduto da cadeia pecuária.

A Tabela 24 apresenta os produtos obtidos dos processos de abate animal e da graxaria, para uma unidade animal (450 kg), com massa e valor de mercado, bem como cálculo do fator de alocação. Os conteúdos gástrico-intestinais, o sangue e as perdas são resíduos não adicionados ao valor de comercialização, enviados para empresas de tratamento, de modo que as emissões desses resíduos não são consideradas para calcular os fatores de alocação. Os valores mássicos e de mercado foram obtidos de indústrias que operam na região estudada.

Tabela 24 - Fatores de alocação da etapa de abate e extração do sebo bovino.

	Massa (kg)	Valor de mercado (R\$/kg)	Alocação mássica	Alocação por valor de mercado
Carne	235,7	13,756	69,69%	93,03%
Couro	44,65	3,116	13,20%	3,99%
Farinha de carne e osso	37,6	1,14	11,12%	1,23%
Sebo	20,25	3,002	5,99%	1,74%
Conteúdo gástrico intestinal	67,5	-	-	-
Sangue	22,5	-	-	-
Perdas	21,8	-	-	-
Total	450		100,00%	100,00%

Para o processo de transesterificação foi utilizada a mesma alocação considerada no item 8.6.1, e resumido na Tabela 8, de 94,45%.

Uma vez que os processos de terminação animal, abate e renderização e transesterificação estão em série (Figura 35), para as etapas anteriores ao abate, dos animais criados em sistema confinado, deve ser considerado um fator de alocação acumulado, que consiste na multiplicação dos fatores de alocação usados para o animal vivo (78,26%), o sebo bovino (1,74%) e para o biodiesel (94,45%) resultando em 1,29%.

$$Fac_{BDSb1} = 0,7826 \times 0,0174 \times 0,9445 = 0,0129 \text{ (1,29\%)}$$



Figura 35 - Diagrama das alocações do biodiesel de óleo de sebo bovino obtido a partir de pecuária em confinamento.

Já para as etapas posteriores a terminação animal e anteriores à transesterificação deve ser considerado um fator de alocação acumulado entre os fatores de alocação usados para o sebo bovino (1,74%) e para o biodiesel (94,45%) resultado em 1,65%.

$$Fac_{BDsb2} = 0,0174 \times 0,9445 = 0,0165 (1,65\%)$$

Este mesmo fator acumulado deve ser considerado para todas as etapas anteriores ao abate em sistemas extensivo (pecuária a pasto), visto que neste caso o esterco é considerado um resíduo (Figura 36).



Figura 36 - Diagrama das alocações do biodiesel de óleo de sebo bovino obtido a partir de pecuária a pasto.

Nas etapas de transporte de sebo e transesterificação, foi considerado o fator de alocação de 94,45%.

A Tabela 25 resume os fatores de alocação a serem utilizados em cada uma das etapas de obtenção do biodiesel de sebo para animais criados em sistemas extensivo (a pasto) e intensivo (em confinamento).

Tabela 25 – Fatores de alocação para o processo de geração de biodiesel de sebo a partir de animais confinados e animais a pasto.

Etapa (produto)	Gado confinado	Gado a pasto
Terminação (animal)	1,29%	1,65%
Transporte (animal)	1,65%	1,65%
Abate e renderização (sebo)	1,65%	1,65%
Transporte (sebo)	94,45%	94,45%
Transesterificação (biodiesel)	94,45%	94,45%

4.9.2. Inventário e Resultados

O processo de engorda (terminação) animal pode ocorrer com o gado sendo criado confinado ou em áreas de pasto extensivas, conforme detalhado no item 8.1. A Tabela 26 resume as informações gerais para os dois cenários de engorda para a região em estudo, como: duração, ganho de massa diário e ganho de massa total baseado na duração estimada. Considerando-se uma massa final de 450 kg, obtém-se, a partir do ganho de massa total, a massa inicial de um gado.

Tabela 26 – Informações gerais do processo de engorda animal (terminação)

Tipos de engorda	Duração (dias)	Ganho de massa diário (kg/d)	Ganho de massa total (kg)	Massa final	Massa inicial
Confinado	90	1,3	117	450	333
A pasto	540	0,3375	182,25	450	265,75

O sebo para a produção de biodiesel pode ser oriundo tanto do animal confinado quanto do animal a pasto. Assim, para o biodiesel de sebo bovino as emissões de GEE e o balanço energético consistem no somatório destes para diferentes áreas e períodos de tempos (gado confinado e extensivo).

Na fase de terminação animal ocorrem as emissões oriundas da fermentação entérica do gado. Estas emissões são diferenciadas para gado confinado ou a pasto, conforme detalhado no item 8.1.2. A Tabela 27 resume os cálculos de emissões da fermentação entérica do gado por dia, baseando-se nas equações 27 a 31.

Tabela 27 – Fatores utilizados nos cálculos das emissões da fermentação entérica.

	Gado confinado	Gado a pasto
Coeficiente da situação de alimentação animal (Ca)	0,00	0,36
Energia líquida para atividade animal (NE_a)	0,00	11,89
Energia líquida para manutenção animal (NE_m)	31,46	31,46
Energia digestível (DE%)	80,00	65,00
Fator de conversão de metano (Y_m)	3,00	6,50
Fermentação entérica (kg CO₂eq/cab/dia)	1,08	4,19

A fermentação entérica, não possui equivalente na análise energética, visto que a energia que circula nesta etapa está ocorrendo internamente no animal, com o seu metabolismo.

Assim como na fermentação entérica, o manejo de dejetos também é diferenciado para animais terminados em confinamento e a pasto. Aplicando-se as equações 32 e 34 obtém-se 0,13 kg CO₂eq/cab/dia e 0,28 kg CO₂eq/cab/dia, para emissões de N₂O diretas e indiretas, respectivamente.

Aplicando-se a equação 35, obtém-se 0,48 e 0,09 kg CO₂eq/cab/dia, para emissões de CH₄ de gado confinado e a pasto, respectivamente. O somatório de emissões da atividade de manejo de dejetos é igual a 0,90 e 0,51 kg CO₂eq/cab/dia para o gado confinado e gado a pasto, conforme Tabela 28.

Tabela 28 - Fatores utilizados nos cálculos das emissões do manejo de dejetos.

	Gado confinado	Gado a pasto
Energia digestível DE%	80,00	65,00
Energia Bruta (GE)	71,47	128,11
Sólidos Voláteis (VS)	0,86	2,49
Quantidade máxima de metano (Bo)	0,10	0,10
Fator de conversão de metano (MCF)	30,00	2,00
Emissões de CH ₄	0,48	0,09
Emissões de N ₂ O diretas	0,13	0,13
Emissões de N ₂ O indiretas	0,28	0,28
Manejo de dejetos (kg CO₂/cab/dia)	0,90	0,51

Neste trabalho desconsiderou-se o gasto energético do manejo por ser insignificante em relação aos demais gastos.

Para a obtenção das emissões de GEE por metro cúbico de biodiesel de sebo, as emissões da fermentação entérica e do manejo de dejetos obtidas nas Tabelas 27 e 28 devem ser multiplicadas pelo número de dias que um animal passa em terminação (90 dias para

animal em confinamento e 365 dias para animal a pasto) e da quantidade de animais necessários para gerar um metro cúbico de biodiesel de sebo.

As etapas de transporte de animais e de sebo consideram as emissões e o gasto energético do consumo de diesel ao longo do trajeto.

O transporte de animais é calculado usando a distância entre um ponto central da área de pastagem de cada município da microrregião de Dourados para cada matadouro, considerando os caminhos mais curtos sobre as estradas locais. A partir de Esteves et al. (2017), a distância média do transporte de animais é de 190 km. Tendo-se o consumo de diesel de 2,9 km/L e a densidade do diesel de 840 kg/m³ (EPE, 2017), obtém-se um total de 55,03 quilogramas de diesel gastos no trajeto. Considerando-se um caminhão para transporte de animais com capacidade de carga de 18 bois adultos (DA COSTA, 2013), são necessários 2,54 caminhões para transportar a quantidade de bois necessários para produzir 1 m³ de biodiesel de sebo bovino (48,71 bois). Assim, o total consumido para o equivalente a 1 m³ de biodiesel é de 148,94 quilogramas de diesel.

A distância média dos abatedouros/ graxarias até a usina de transesterificação da região é de 190 km (ESTEVES et al., 2017). Tendo-se o consumo de diesel de 2,9 km/L e a densidade do diesel de 840 kg/m³ (EPE, 2017), obtém-se um total de 79,8 quilogramas de diesel gastos no trajeto. Considerando-se um caminhão tanque com capacidade de carga de 15 metros cúbicos de óleo (IMBRAMAQ, 2019), a quantidade de sebo a ser transportado (1,09 m³) corresponde a apenas 7,27% da capacidade total do caminhão. Assim, o total consumido para o equivalente a 1 m³ de biodiesel é de 5,80 quilogramas de diesel.

No abate, além dos coprodutos carne bovina e couro, são produzidos subprodutos animais, que compõem o principal recurso para a obtenção de sebo e consequentemente biodiesel. A maioria dos abatedouros possui graxarias integradas à produção, portanto não existe transporte do subproduto animal. Na graxaria, além de sebo, farinha de carne e ossos é gerada, e pode ser usada para a produção de ração não-ruminante ou ser queimado. Os dados do abatedouro e graxaria foram obtidos de empresas regionais, conforme apresentado por Esteves et al. (2017) (Tabela 29).

Tabela 29 – Inventário do abatedouro e graxaria

	Quantidade	Unidade
Entradas		
Animal	1	Animal
Água	2131,2	L
Lenha	49,776	Kg
Óleo BPF	6,768	Kg
Diesel	0,528	L
Eletricidade	9,36	kWh
Saídas		
Carne	235,70	Kg
Couro	44,65	kg
Farinha de carne e osso	37,60	kg
Sebo	20,25	kg
Conteúdo gastrointestinal	67,50	kg
Sangue	22,50	kg
Perdas	21,80	kg

Para o processo de transesterificação foi utilizado o mesmo inventário descrito no item 8.6.2, pois como dito a indústria considerada não faz distinção entre as matérias-primas para a produção de biodiesel.

Como os processos de transesterificação não apresentaram melhorias substanciais na última década, com pequenas chances de mudança no futuro próximo (ESTEVES et al., 2018), o foco em sistemas agropastoris integrados são cruciais para reduzir não só as emissões de GEE como também o gasto energético, com consequente aumento de seu balanço.

Baseando-se nas equações 25 e 26, é necessário se determinar a quantidade de cada insumo “k” da cadeia produtiva para a produção de um metro cúbico de biodiesel de sebo bovino. Cada insumo deve ser expresso em unidade do insumo por metro cúbico de biodiesel (U_{In}/m^3_{BDsb}).

Estes valores são multiplicados pelo fator de emissões (FE) (item 8.4.1) e pelo coeficiente de energia (CE) (item 8.4.2) para a obtenção das emissões de GEE e o consumo de energia no processo, respectivamente, conforme apresentado na Tabela 30.

Tabela 30 – Emissões de GEE e balanço energético final da cadeia produtiva do biodiesel de sebo bovino

Insumo(s)	Quantidade	Unidade	Insumo x Fe(k)		Insumo x Ce(k)	
			(kg CO ₂ eq/m ³ BDsb)		(MJ/m ³ BDsb)	
TERMINAÇÃO ANIMAL			CONFINAMENTO	PASTO	CONFINAMENTO	PASTO
Animal	48,71	animais/m ³ BDsb				
Água	195,54	m ³ /m ³ BDsb	1,45			-
Elettricidade	2288,56	MJ/m ³ BDsb	248,31		2288,56	-
Farelo de soja	4898,05	kg/m ³ BDsb	27138,64		84246,51	
DDGS	14994,04	kg/m ³ BDsb	1090,07		303479,37	
Proteinado	999,60	kg/m ³ BDsb	1910,20			-
Fermentação Entérica	-		4729,97	74494,69		-
Piso concretado	0,025	blocos/m ³ BDsb	4592,24			
Manejo de dejetos			3944,32	9098,90		
Animal	48,71	animais/m ³ BDsb	43655,21	83593,59	390014,45	0,00
TRANSPORTE ANIMAL						
Diesel	148,94	kg/m ³ BDsb	306,89	306,89	6298,69	6298,69
ABATE E RENDERIZAÇÃO						
Animal	48,71	animais/m ³ BDsb				
Água	97,33	kg/m ³ BDsb	0,7238	0,7238	0,4808	0,4808
Lenha	29503,79	MJ/m ³ BDsb	3421,15	3421,15	29503,79	29503,79
Óleo BPF	309,09	kg/m ³ BDsb	618,56	618,56	12293,63	12293,63
Diesel	20,26	kg/m ³ BDsb	41,74	41,74	856,51	856,51
Elettricidade	1538,86	MJ/m ³ BDsb	166,97	166,97	1538,86	1538,86
Sebo Bovino	1,09	m ³ /m ³ BDsb	4249,13	4249,13	44193,26	44193,26
TRANSPORTE DE SEBO						
Diesel	5,80	kg/m ³ BDsb	11,95	11,95	245,23	245,23
TRANSESTERIFICAÇÃO						
Sebo Bovino	1,09	m ³ /m ³ BDsb				
Lenha	2376,70	MJ/m ³ BDsb	275,59	275,59	2376,70	2376,70
Elettricidade	204,67	MJ/m ³ BDsb	22,21	22,21	736,80	736,80
Água	20,05	kg/m ³ BDsb	0,15	0,15	0,10	0,10
Hidróxido de sódio	9,59	kg/m ³ BDsb	6,88	6,88	191,26	191,26
Ácido Fosfórico	3,27	kg/m ³ BDsb	9,93	9,93	33,76	33,76
Metanol	112,23	kg/m ³ BDsb	216,04	216,04	4410,50	4410,50
Metilato de sódio	12,27	kg/m ³ BDsb	24,85	24,85	479,92	479,92
Ácido hidroclorídrico	5,58	kg/m ³ BDsb	7,59	7,59	117,39	117,39
Biodiesel	1,00	m ³	563,24	563,24	8346,42	8346,42
TOTAL			48786,42	88724,80	449098,05	59083,61

GEE – Gases de Efeito Estufa

De acordo com a equação 26, o balanço energético final, consiste na subtração do poder calorífico de queima do biodiesel (33.158,4 MJ / m³ - Quadro 4), pelo total consumido de energia durante os sistemas confinado e a pasto.

5. ANÁLISE COMBINATÓRIA E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

Neste capítulo é apresentada a modelagem matemática utilizada, com as restrições específicas do estudo de caso, sua aplicação e resultados da otimização.

5.1. RESTRIÇÕES ESPECÍFICAS

As restrições específicas do estudo de caso são:

- i) A área ocupada pelo cultivo de milho do qual é possível se obter o bioetanol ($A(m)$) é igual à área de cultivo de soja da qual é possível se obter o biodiesel de óleo de soja ($A(s)$).

$$A(s) = A(m) \geq 0$$

- ii) A produtividade dos grãos de soja ($P(s)$) no centro-oeste brasileiro está entre 3200 e 3500 quilogramas por hectare (CONAB, 2019).

$$3500 \geq P(s) \geq 3200$$

- iii) A produtividade dos grãos de milho ($P(m)$) no centro-oeste brasileiro está entre 5300 e 6200 quilogramas por hectare (CONAB, 2019).

$$6200 \geq P(m) \geq 5300$$

- iv) A coleta de esterco só será realizada quando o sistema de confinamento dos animais tenha uma taxa de lotação ($P(c)$) entre 333 e 666 animais por hectare, considerando-se que cada animal ocupa entre 15 e 30 m² em confinamento (DE QUADROS, 2019).

v)

$$666 \geq P(c) \geq 333$$

$$\text{Se } P(c) < 333, \text{ então } F_{CBG} = 0$$

- vi) A taxa de lotação animal para a pecuária extensiva ($P(p)$) deve estar entre 1 a 4 animais por hectare (dados informados por associação de produtores).

$$4 \geq P(p) \geq 1$$

vii) A massa final dos animais varia entre 375 e 500 quilogramas (Esteves et al., 2017).

$$500 \geq Mf \geq 375$$

viii) O período total em confinamento ($T(c)$) varia entre 0 e 180 dias por ciclo de engorda (Esteves et al., 2018).

$$180 \geq T(c) \geq 0$$

ix) O período total de pecuária a pasto ($T(p)$) varia entre 0 e 540 dias por ciclo de engorda;

$$540 \geq T(p) \geq 0$$

x) O período total médio de cada cultivo de soja ($T(s)$) e de milho ($T(m)$) é de 150 dias, quando existir;

$$T(s) = T(m) = [0,150]$$

xi) Cada área (A_n) está restrita a atividades agropastoris para o período de 1 ano, portanto o somatório de tempos de atividades para cada área, deve ser menor ou igual a 12 meses;

$$T(s) + T(m) + T(p) + T(c) \leq 12$$

5.2. MODELAGEM: OTIMIZAÇÃO

As equações 23 e 24 foram simplificadas baseando-se no modelo agropastoril usado convencionalmente no centro-oeste brasileiro e na microrregião de Dourados, estado do Mato Grosso do Sul. Como destacado no capítulo 2, o milho, plantado em consórcio com plantas forrageiras (braquiária), é utilizado como principal cultura de inverno no sistema de rotação com o cultivo da soja. Assim, adotou-se como fixa a rotação soja/milho para o período de um ano, ou seja, quando uma determinada área está ocupada por soja, esta será obrigatoriamente substituída pela cultura do milho. Neste caso, estas culturas só possuem um ciclo anual cada uma. A análise temporal indica que, quando somadas, as culturas de soja e milho permanecem em uma área por 83,3% do período de um ano, visto que cada uma ocupa a terra por 5 meses (150 dias) e nos outros dois meses o terreno fica em repouso.

Em relação à atividade pecuária, foi considerado um período de tempo ($T(i)$) fixo para o confinamento animal de 90 dias (3 meses), e para a pecuária a pasto de 540 dias (1,5 anos). Considerou-se que as áreas ocupadas por estas atividades permanecem no mesmo local ao longo de todo o ano. Para os animais criados em confinamento são considerados quatro ciclos de animais para ocupar uma área ao longo de um ano, considerando-se períodos de engorda de 90 dias. Já para animais criados a pasto, é considerado 2/3 de ciclo de animais para ocupar uma área ao longo de um ano, pois o período de engorda de animais a pasto é de 540 dias. Assim, para a aplicação do estudo de caso, foi fixado o termo “número de ciclos” ($C(i)$), nas equações 23 e 24 (Tabela 31).

Em relação às variáveis de decisão de área ($A(i)$), estas foram limitadas a uma área mínima de 10%, para que todos os usos (agricultura, pecuária a pasto e confinamento) contribuíssem no sistema integrado.

As variáveis de decisão do problema estão relacionadas ao melhor aproveitamento de uma determinada área (melhor uso do solo) baseando-se nos limites de restrição às quais as produtividades agrícolas e as taxas de lotação animal estão submetidas (Tabela 31).

Tabela 31 – Variáveis de decisão do problema de otimização.

	A (i)	P (i)	T (i)	C(i)
i = s (soja)	0,1 - 1 %	3200 a 3500 kg/ha	150 dias	1
i = m (milho)	0,1 - 1 %	5300 a 6200 kg/há	150 dias	1
i = p (pasto)	0,1 - 1 %	1 a 4 animais/ha	540 dias	2/3
i = c		333 a 666		
(confinamento)	0,1 - 1 %	animais/ha	90 dias	4

O artigo de Esteves et al. (2018) realiza comparações de diferentes sistemas integrados de lavoura-pecuária na região do estudo de caso, conforme descrito no item 8.3.

Neste trabalho a fazenda que apresentou menores emissões totais foi a que realiza rotação anual de áreas de atividade pecuária com áreas de agricultura (Fazenda 3). O presente estudo de caso baseou-se neste caso de SILP, onde parte da área de atividade pecuária é rotacionada com parte da área de agricultura a cada ano para obter menores emissões.

Estas formulações foram inseridas no software MATLAB® versão 2015, considerando-se as variações das áreas e produtividades das atividades agropastoris, para a minimização das emissões de GEE e maximização do balanço energético.

Em um primeiro momento, foi considerada a versão mono-objetivo para as duas funções objetivo. Na segunda parte, foram utilizados os métodos de soma ponderada e programação por compromisso, com normalização, para a abordagem multiobjetivo.

5.2.1. Abordagem Mono-objetivo

A modelagem mono-objetivo recai em problemas de programação não linear de maximização do balanço energético e minimização das emissões de GEE. A ferramenta do MATLAB® utilizada é a “FMINCON” que visa buscar o mínimo de uma função multivariável não linear restrita. Esta ferramenta apresenta-se adequada por apresentar um conjunto de soluções mais amplo e por ser a função objetivo não linear.

5.2.1.1. Alocação dos subprodutos

Para a minimização das emissões de GEE do sistema integrado na abordagem de repartição de impactos (alocação), foram considerados os fatores de alocação descritos no item 8.5.1 e calculados nos itens 8.6.1, 8.7.1, 8.8.1 e 8.9.1. Estes fatores de alocação foram aplicados às emissões calculadas em quilogramas de CO₂ equivalente por metro cúbico de biocombustível (kg CO₂eq/ m³ BC) (Tabelas 12, 16, 23 e 29) e multiplicados pelos fatores de conversão, em metro cúbico de biocombustível por unidade de matéria-prima (m^3_{BC}/U_{MP}) (Equações 39, 40, 41 e 43), específicos para cada um dos biocombustíveis em análise.

As variáveis de decisão da produtividade (P(i)) (Tabela 31) que satisfazem a minimização da função objetivo de emissões de GEE consistem nos valores mínimos de produtividade, visto que quanto menos matéria-prima a ser produzida e processada, menores as emissões de GEE dos processos produtivos em questão.

Em relação às variáveis de decisão de área (A(i)), estas foram limitadas a uma área mínima de 10%, para que todos os usos (agricultura, pecuária a pasto e confinamento) contribuíssem no sistema integrado. Aplicando-se os dados no MATLAB®, o resultado demonstrou que o ótimo é obtido quando 80% da área é ocupada por atividade pecuária a pasto (extensivo), enquanto 10% é ocupado por atividade agrícola (cultivos de soja e milho) e 10% é ocupado por atividade pecuária em confinamento, apresentando nesta situação emissões mínimas de 25.592,40 kg CO₂eq/ha. O grande percentual de áreas de pecuária extensiva ocorreu em função desta atividade apresentar emissões muito diluídas, visto que considera a produção e o processamento de apenas um animal por hectare, o que exige um gasto muito menor de insumos, e conseqüentemente conduz a uma menor emissão. A Tabela 32 resume a emissão total obtida com esta configuração de produtividades e áreas.

Tabela 32 – Minimização da função mono-objetivo das emissões de Gases de Efeito Estufa na abordagem de alocação

	Emissões (kg CO ₂ eq/m ³ BC)	FC (m ³ BC/U _{MP})	Produtividade (U _{MP} /ha)	Ciclos	Área (%)	Emissões (kg CO ₂ eq/ha)
Biodiesel de óleo de soja	1203,53	0,00018	3200	1	10	69,36
Bioetanol de milho	919,74	0,00026	5300	1	10	128,53
Biodiesel de sebo (a pasto)	1995,60	0,021	1	0,67	80	21,85
Biodiesel de sebo (confinado)	1181,24	0,021	333	4	10	3.229,92
Biogás de esterco	2,45	67,731	333	4	10	22.142,75
TOTAL						25.592,40

Considerando-se fixos os valores de produtividade nos limites mínimos determinados, observa-se a variação das emissões em função dos percentuais de ocupação de cada uma das atividades. A Figura 37 apresenta 21 das 36 combinações de áreas múltiplas de 10%. Entre os cenários 9 e 10 existem cinco cenários não apresentados cujos valores de emissão estão entre a emissão dos cenários 9 e 10. Já entre os cenários 11 e 12 existem mais quatro cenários, entre 13 e 14 mais três, entre 15 e 16 mais dois e entre 17 e 18 mais um, todos com valores entre os cenários discriminados.

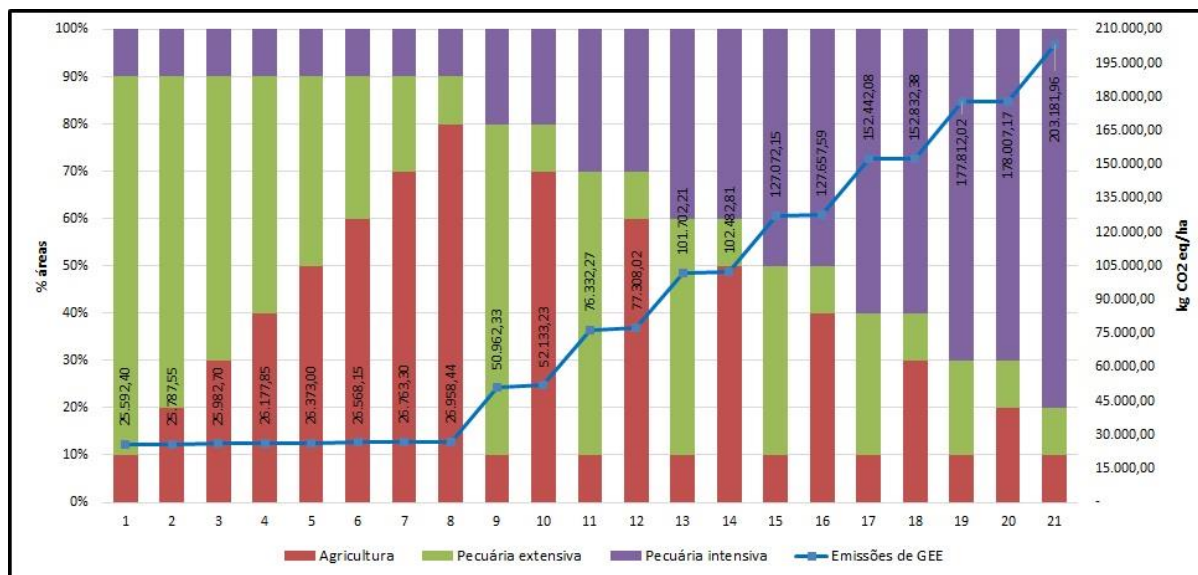


Figura 37 - Minimização da função mono-objetivo das emissões de Gases de Efeito Estufa na abordagem de alocação

Restringindo-se a área mínima em 10%, as emissões de GEE dos biocombustíveis obtidos a partir de SILP variaram entre 25.592,40 kg CO₂eq/ha e 203.181,96 kg CO₂eq/ha, o que demonstra uma variação percentual de 87,4% do cenário menos impactante em relação ao cenário mais impactante. As menores emissões foram observadas nos oito primeiros cenários

da Figura 37, onde a atividade pecuária em confinamento está restrita a área mínima de 10%. Entre o primeiro e o oitavo cenário há um aumento de emissões de 5,1%, com aumento das áreas de agricultura de 10% até 80%, e consequente redução das áreas de pecuária a pasto de 80% para 10%. Do cenário 9 em diante as emissões de GEE aumentam à medida que se aumenta o percentual de área de confinamento.

Para a maximização do balanço energético do sistema integrado na abordagem de repartição de impactos (alocação), foram considerados os fatores de alocação descritos no item 8.5.1 e calculados nos itens 8.6.1, 8.7.1, 8.8.1 e 8.9.1. Estes fatores de alocação foram aplicados aos gastos energéticos calculados em megajoules por metro cúbico de biocombustível (MJ/ m³ BC) (Tabelas 12, 16, 23 e 29) e multiplicados pelos fatores de conversão, em metro cúbico de biocombustível por unidade de matéria-prima (m^3_{BC}/U_{MP}) (Equações 39, 40, 41 e 43), específicos para cada um dos biocombustíveis em análise. Os resultados são aplicados na função de minimização do MATLAB[®] “FMINCON”. Como a função objetivo em questão é de maximização, no momento de processar os dados no programa, coloca-se o sinal negativo no início da equação para que ele realize a maximização (oposto da minimização).

As variáveis de decisão da produtividade (P(i)) (Tabela 31) que satisfazem a maximização da função objetivo balanço energético consistem nos valores máximos de produtividade. O balanço energético consiste na subtração da quantidade de energia embutida nos biocombustíveis (poder calorífico) pelos gastos energéticos para gerá-los. O resultado da otimização aponta para um aumento da energia produzida em relação aos gastos energéticos, o que explica a maximização do balanço energético acontecer para o cenário de produtividades máximas.

Em relação às variáveis de decisão de área (A(i)), estas foram limitadas a uma área mínima de 10%, para que todos os usos (agricultura, pecuária a pasto e confinamento) contribuíssem no sistema integrado. Aplicando-se os dados no MATLAB[®], o resultado demonstrou que o ótimo é obtido quando 80% da área é ocupada por atividade pecuária em confinamento, enquanto 10% é ocupado por atividade agrícola (cultivos de soja e milho) e 10% é ocupado por atividade pecuária a pasto (extensivo), apresentando nesta situação balanço energético máximo de 890.739,80 MJ/ ha. O grande percentual de áreas de pecuária confinada ocorreu em função do grande volume de matéria prima gerado pelos animais confinados, 8% do peso diário sendo excretado, e pela grande quantidade de animais gerando

estes dejetos em uma unidade de área tão reduzida. A Tabela 33 resume o balanço energético total obtido com esta configuração de produtividades e áreas.

Tabela 33 - Maximização da função mono-objetivo de balanço energético na abordagem de alocação

	Balanço energético (MJ/ m ³ BC)	FC (m ³ BC /Ump)	Produtividade (Ump/ ha)	Ciclos	Área (%)	Balanço energético (MJ/ ha)
Biodiesel de óleo de soja	16618,87	0,00018	3500	1	10	1.047,48
Bioetanol de milho	6614,06	0,00026	6200	1	10	1.081,20
Biodiesel de sebo (a pasto)	24211,44	0,021	4	0,67	10	132,54
Biodiesel de sebo (confinado)	19182,58	0,021	666	4	80	839.230,13
Biogás de esterco	0,34	67,731	666	4	80	49.248,45
TOTAL						890.739,80

Considerando-se fixos os valores de produtividade nos limites máximos determinados, observa-se a variação do balanço energético em função dos percentuais de ocupação de cada uma das atividades. A Figura 38 apresenta 21 das 36 combinações de áreas múltiplas de 10%. Entre os cenários 9 e 10 existem cinco cenários não apresentados cujos valores de balanço energético estão entre os valores dos cenários 9 e 10. Já entre os cenários 11 e 12 existem mais quatro cenários, entre 13 e 14 mais três, entre 15 e 16 mais dois e entre 17 e 18 mais um, todos com valores entre os cenários discriminados.

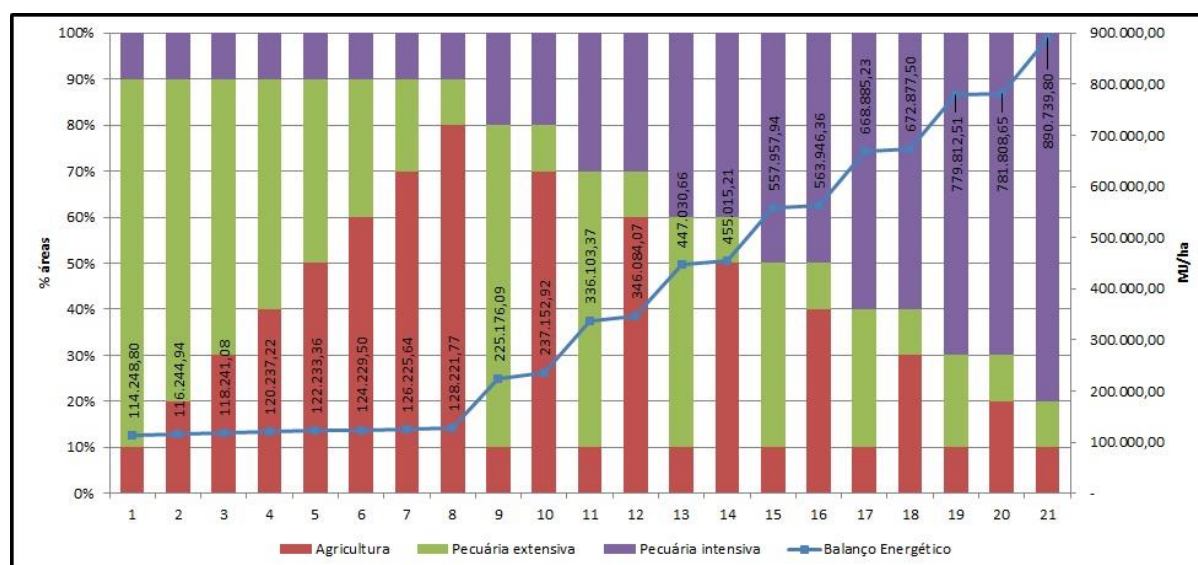


Figura 38 - Maximização da função mono-objetivo de balanço energético na abordagem de alocação

Restringindo-se a área mínima em 10%, o balanço energético obtido a partir de SILP variou entre 114.248,80 MJ e 890.739,80 MJ, o que demonstra uma variação percentual de

87,2% do cenário com menos oferta de energia para o cenário com mais oferta de energia. Os menores balanços energéticos foram observados nos oito primeiros cenários da Figura 38, onde a atividade pecuária em confinamento está restrita a área mínima de 10%. Entre o primeiro e o oitavo cenário há um aumento do balanço energético em 10,90%, com aumento das áreas de agricultura de 10% até 80%, e consequente redução das áreas de pecuária a pasto de 80% para 10%. Do cenário 9 em diante o balanço energético aumenta à medida que se aumenta o percentual de área de pecuária em confinamento.

5.2.1.2. Expansão do sistema

Esta abordagem diferencia-se da abordagem de alocação por excluir os fatores de alocação entre o farelo e o óleo de soja, e entre o DDGS e o bioetanol, visto que 100% do farelo e do DDGS produzidos são utilizados no próprio sistema para a alimentação animal.

A quantidade de farelo de soja e de DDGS necessários aos animais mantidos em confinamento é maior do que a quantidade produzida como subproduto nas cadeias produtivas de biodiesel de soja e bioetanol de milho. Assim, deve-se considerar as emissões e o gasto energético referente ao percentual de farelo e DDGS necessários para alimentação dos animais que não são produzidos como subprodutos pelo sistema.

No item 8.5.2 são descritas as equações 37 e 38, que consistem na aplicação das equações 25 e 26 para a abordagem de expansão do sistema.

O fator de conversão do biodiesel de sebo ($Fc(BD_{SB})$), obtido na Equação 43, é de $0,021 m^3_{BDsb}/animal$. Os fatores acumulados de alocação do biodiesel de sebo (Fac_{BDsb1}) é de 1,29% para a etapa de terminação animal, conforme Tabela 25..

Os insumos “w” necessários à alimentação animal (farelo de soja e DDGS) foram extraídos do total de emissões de GEE e da energia gasta nos processos, a partir dos percentuais correspondentes destes insumos que foram aproveitados como subprodutos das cadeias do biodiesel de soja e bioetanol de milho.

As emissões de GEE por metro cúbico de biodiesel de sebo ($In(w) \times Fe(w)$) são de 27.138,64 kg CO₂eq/ m³ BDsb para o farelo de soja e de 1090,07 kg CO₂eq/ m³ BDsb para o DDGS (Tabela 30).

O gasto energético por metro cúbico de biodiesel de sebo ($In(w) \times Ce(w)$) é de 84.246,51 MJ/m³ BDsb para o farelo de soja e de 303.479,37 MJ/m³ BDsb para o DDGS(Tabela 30). Para o balanço energético, o gasto deve ser subtraído do poder calorífico de queima do biodiesel (33.158,4 MJ/ m³ - Quadro 4).

Os termos “(w) gerado” e “(w) necessário” apresentados nas equações 37 e 38 são discriminados abaixo para “w” igual a farelo de soja e DDGS.

O farelo necessário por animal por dia é 1,2 quilogramas, o que representa 19,6% do total diário de ração necessária (5,7 kg) (Tabela 20). Portanto, a quantidade de farelo consumido por animal durante todo o período de confinamento (90 dias) é de 100,55 kg (Equação 44).

$$\text{farelo necessário/cabeça} = 19,6\% \times 5,7 \times 90 = 100,55 \text{ kg} \quad (44)$$

A quantidade de farelo necessária para o cenário ótimo deve considerar o número de ciclos (C(c)) (Tabela 31), e as variáveis de decisão produtividade de confinamento (P(c)) e área de confinamento (A(c)) (Equação 45).

$$\text{farelo necessário} = 100,55 \times P(c) \times A(c) \times C(c) \quad (45)$$

A quantidade de farelo produzido no processo de extração do óleo de soja corresponde a 82% da quantidade de grãos produzidos na fase agrícola, considerando-se o número de ciclos (C(s)) (Tabela 31), e as variáveis de decisão produtividade de soja (P(s)) e área de soja (A(s)) (Equação 46).

$$\text{farelo gerado} = 0,82 \times P(s) \times A(s) \times C(s) \quad (46)$$

Assim, a razão do farelo gerado pela quantidade de farelo necessário no cenário ótimo deve ser subtraída das emissões ($\sum_w (In(w) \times Fe(w))$) e do gasto energético ($\sum_w (In(w) \times Ce(w))$) para que seja contabilizado apenas o percentual de farelo oriundo de outras fontes.

O DDGS representa 60% da composição da ração (Tabela 20). Portanto, a quantidade de DDGS consumido por animal durante todo o período de confinamento (90 dias) é de 307,8 kg (Equação 47).

$$\text{DDGS necessário/cabeça} = 60\% \times 5,7 \times 90 = 307,8 \text{ kg} \quad (47)$$

A quantidade de DDGS necessária para o cenário ótimo deve considerar o número de ciclos ($C(c)$) (Tabela 31), e as variáveis de decisão produtividade do confinamento ($P(c)$) e área de confinamento ($A(c)$) (Equação 48).

$$DDGS\ necessário = 307,8 \times P(c) \times A(c) \times C(c) \quad (48)$$

A quantidade de DDGS produzido no processo de fermentação do bioetanol de milho corresponde a 45% da quantidade de grãos produzidos na fase agrícola, considerando-se o número de ciclos ($C(s)$) (Tabela 31), e as variáveis de decisão produtividade de milho ($P(m)$) e área de milho ($A(m)$) (Equação 49).

$$DDGS\ gerado = 0,45 \times P(m) \times A(m) \times C(m) \quad (49)$$

Assim, a razão do DDGS produzido pela quantidade de DDGS consumido no cenário ótimo deve ser subtraída das emissões ($\sum_w(In(w) \times Fe(w))$) e do gasto energético ($\sum_w(In(w) \times Ce(w))$) para que seja contabilizado apenas o percentual de DDGS oriundo de outras fontes.

Aplicando-se a equação 37, tem-se o total de emissões de GEE, em quilogramas de CO_2 equivalente por metro cúbico de biocombustível para o cenário ótimo utilizando a expansão do sistema.

Da mesma forma como ocorre na abordagem de alocação, as variáveis de decisão da produtividade ($P(i)$) que satisfazem a minimização da função objetivo de emissões de GEE consistem nos valores mínimos de produtividade, visto que quanto menos matéria-prima a ser produzida e processada, menores as emissões de GEE dos processos produtivos em questão.

Em relação às variáveis de decisão de área ($A(i)$), estas foram limitadas a uma área mínima de 10%, para que todos os usos (agricultura, pecuária a pasto e confinamento) contribuíssem no sistema integrado. Aplicando-se os dados no MATLAB[®], o resultado demonstrou que o ótimo é obtido quando 80% da área é ocupada por atividade pecuária a pasto (extensivo), enquanto 10% é ocupado por atividade agrícola (cultivos de soja e milho) e 10% é ocupado por atividade pecuária em confinamento. O grande percentual de áreas de pecuária extensiva ocorreu em função de esta atividade apresentar emissões muito diluídas, visto que considera a produção e o processamento de apenas um animal por hectare, o que exige um gasto muito menor de insumos, e conseqüentemente conduz a uma menor emissão.

A Tabela 34 resume as emissões de GEE por metro cúbico de sebo bovino na abordagem de expansão do sistema (Equação 37), considerando-se as variáveis de decisão, que minimizam a função objetivo, aplicadas às Equações 44, 45 e 46, para o farelo de soja, e Equações 47, 48 e 49, para o DDGS.

Tabela 34 – Emissões de GEE por metro cúbico de biodiesel de sebo bovino obtido a partir de animais confinados.

	Insumo x Fe(k) (kg CO ₂ eq/m ³ BDSb)
Inventário excluindo-se farelo e DDGS	817,26
Farelo de soja	342,89
DDGS	13,96
TOTAL	1.174,11

A Tabela 35 apresenta as emissões de GEE por hectare, aplicando-se as variáveis de decisão que atendem a função objetivo de minimização de emissões de GEE.

Tabela 35 – Minimização da função mono-objetivo das emissões de Gases de Efeito Estufa na abordagem de expansão do sistema

	Emissões (kg CO ₂ eq/m ³ BC)	FC (m ³ BC /U _{MP})	Produtividade (U _{MP} / ha)	Ciclos	Área (%)	Emissões (kg CO ₂ eq/ha)
Biodiesel de óleo de soja	2438,46	0,00018	3200	1	10	140,52
Bioetanol de milho	1255,83	0,00026	5300	1	10	175,49
Biodiesel de sebo (a pasto)	1995,60	0,021	1	0,67	80	21,85
Biodiesel de sebo (confinado)	1174,30	0,021	333	4	10	3.210,95
Biogás de esterco	2,45	67,731	333	4	10	22.142,75
TOTAL						25.691,56

Fixando-se os valores de produtividade nos limites mínimos determinados, as emissões de GEE dos biocombustíveis obtidos a partir de SILP variaram entre 25.691,56 kg CO₂eq/ha e 203.148,33 kg CO₂eq/ha (Figura 39), o que demonstra uma variação percentual de 87,4% do cenário menos impactante em relação ao cenário mais impactante.

A Figura 39 apresenta 21 das 36 combinações de áreas múltiplas de 10%. Entre os cenários 9 e 10 existem cinco cenários não apresentados cujos valores de emissão estão entre a emissão dos cenários 9 e 10. Já entre os cenários 11 e 12 existem mais quatro cenários, entre 13 e 14 mais três, entre 15 e 16 mais dois e entre 17 e 18 mais um, todos com valores entre os cenários discriminados.

As menores emissões foram observadas nos oito primeiros cenários, onde a atividade pecuária em confinamento está restrita a área mínima de 10%. Entre o primeiro e o oitavo cenário há um aumento de emissões de 7,9%, com aumento das áreas de agricultura de 10% até 80%, e consequente redução das áreas de pecuária a pasto de 80% para 10%. Do cenário 9 em diante as emissões de GEE aumentam à medida que se aumenta o percentual de área de confinamento.

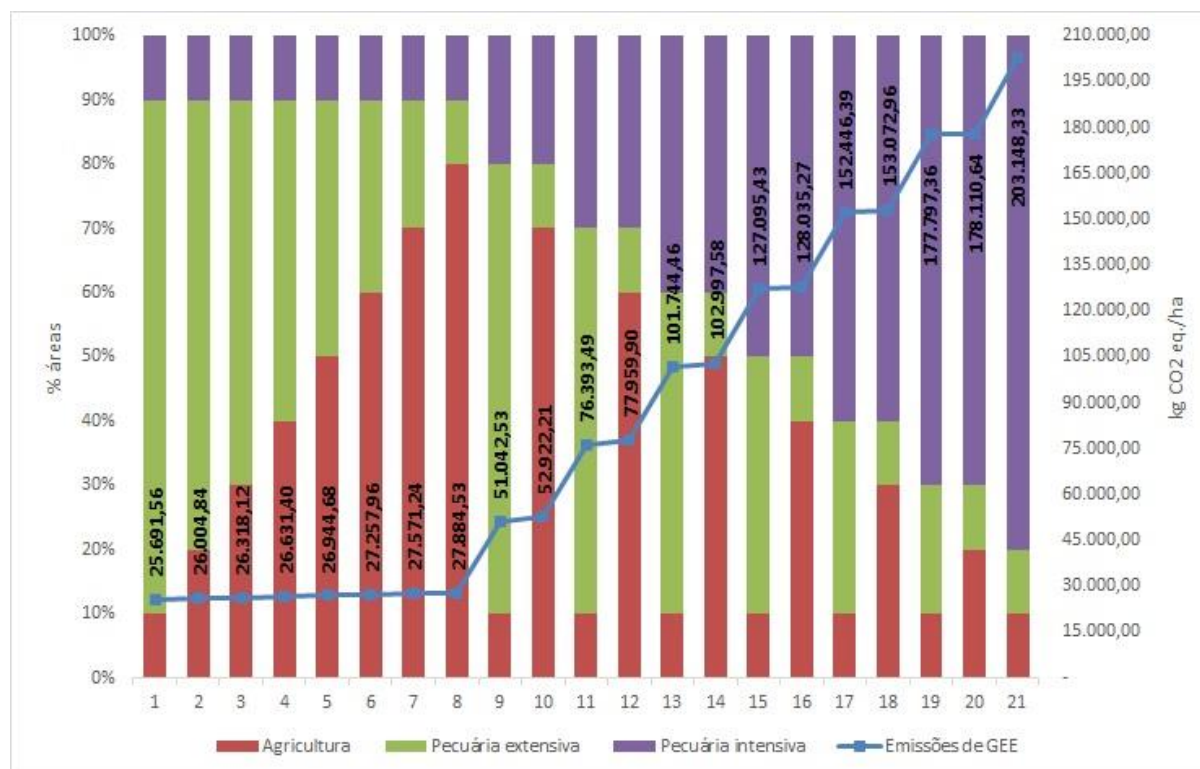


Figura 39 - Minimização da função mono-objetivo das emissões de Gases de Efeito Estufa na abordagem de expansão do sistema

Aplicando-se a equação 38, tem-se o total do balanço energético, em megajoules por metro cúbico de biocombustível para o cenário ótimo utilizando a expansão do sistema.

Da mesma forma como ocorre na abordagem de alocação, as variáveis de decisão da produtividade ($P(i)$) que satisfazem a maximização da função objetivo balanço energético consiste nos valores máximos de produtividade. O balanço energético consiste na subtração da quantidade de energia embutida nos biocombustíveis (poder calorífico) pelos gastos energéticos para gerá-los. O resultado da otimização aponta para um aumento maior da energia produzida do que dos gastos energéticos, o que explica a maximização do balanço energético acontecer para o cenário de produtividades máximas.

Em relação às variáveis de decisão de área ($A(i)$), estas foram limitadas a uma área mínima de 10%, para que todos os usos (agricultura, pecuária a pasto e confinamento) contribuíssem no sistema integrado. Aplicando-se os dados no MATLAB®, o resultado demonstrou que o ótimo é obtido quando 80% da área é ocupada por atividade pecuária em confinamento, enquanto 10% é ocupado por atividade agrícola (cultivos de soja e milho) e 10% é ocupado por atividade pecuária a pasto (extensivo). O grande percentual de áreas de pecuária confinada ocorreu em função do grande volume de matéria prima gerado pelos animais confinados, 8% do peso diário sendo excretado, e pela grande quantidade de animais gerando estes dejetos em uma unidade de área tão reduzida.

A Tabela 36 resume o balanço energético por metro cúbico de sebo bovino para a abordagem de expansão do sistema (Equação 38), considerando-se as variáveis de decisão, que maximizam a função objetivo, aplicadas às Equações 44, 45 e 46, para o farelo de soja, e Equações 47, 48 e 49, para o DDGS.

Tabela 36 – Gasto e balanço energético por metro cúbico de biodiesel de sebo bovino obtido a partir de animais confinados.

	Quantidade
Inventário excluindo-se farelo e DDGS	8976,47
Farelo de soja	1084,82
DDGS	3911,41
TOTAL Insumo x Ce(k)	13972,70
Poder Calorífico BDsb	33158,40
Balanço energético	19185,70

A Tabela 37 apresenta o balanço energético por hectare aplicando-se as variáveis de decisão que atendem a função objetivo de maximização do balanço energético.

Tabela 37 - Maximização da função mono-objetivo de balanço energético na abordagem de expansão do sistema

	Balanço energético (MJ/m ³ BC)	FC (m ³ BC/Ump)	Produtividade (Ump/ha)	Ciclos	Área (%)	Balanço energético (MJ/ha)
Biodiesel de óleo de soja	787,53	0,00018	3500	1	10	49,62
Bioetanol de milho	1232,43	0,00026	6200	1	10	201,44
Biodiesel de sebo (a pasto)	24211,44	0,021	4	0,67	10	132,54
Biodiesel de sebo (confinado)	19185,70	0,021	666	4	80	839.366,71
Biogás de esterco	0,34	67,731	666	4	80	49.248,80
TOTAL						889.998,80

Fixando-se os valores de produtividade nos limites mínimos determinados, o balanço energético obtido a partir de SILP variou entre 112.388,30 MJ e 889.998,80 MJ (Figura 40), o que demonstra uma variação percentual de 87,4% do cenário com menos oferta de energia para o cenário com mais oferta de energia.

A Figura 40 apresenta 21 das 36 combinações de áreas múltiplas de 10%. Entre os cenários 9 e 10 existem cinco cenários não apresentados cujos valores de balanço energético estão entre os valores dos cenários 9 e 10. Já entre os cenários 11 e 12 existem mais quatro cenários, entre 13 e 14 mais três, entre 15 e 16 mais dois e entre 17 e 18 mais um, todos com valores entre os cenários discriminados.

Os menores balanços energéticos foram observados nos oito primeiros cenários, onde a atividade pecuária em confinamento está restrita a área mínima de 10%. Entre o primeiro e o oitavo cenário há um aumento do balanço energético em 0,7%, com aumento das áreas de agricultura de 10% até 80%, e consequente redução das áreas de pecuária a pasto de 80% para 10%. Do cenário 9 em diante o balanço energético aumenta à medida que se aumenta o percentual de área de pecuária em confinamento.

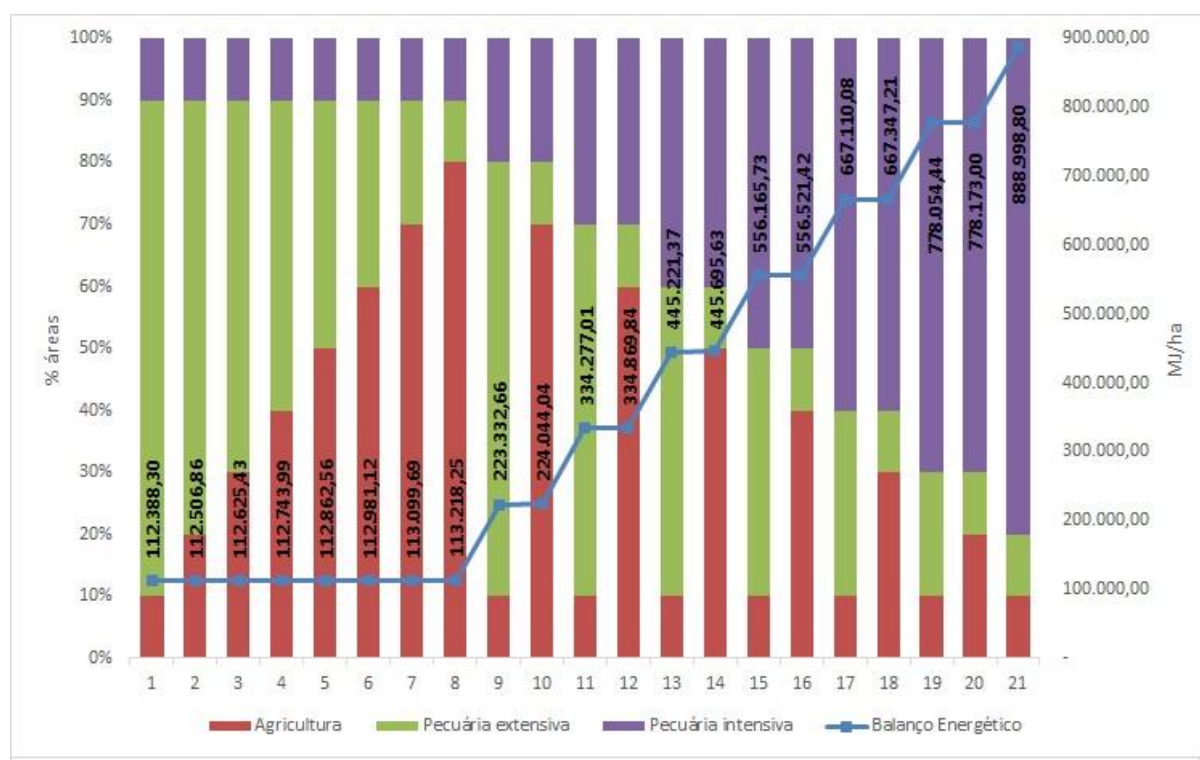


Figura 40 - Maximização da função mono-objetivo de balanço energético na abordagem de expansão do sistema

5.2.1.3. Comparação das abordagens

A Tabela 38 apresenta as emissões de GEE e o balanço energético por metro cúbico de biocombustível para as duas abordagens em estudo (alocação e expansão do sistema) utilizadas nas otimizações mono-objetivo de minimização de emissões de GEE e maximização do balanço energético.

Tabela 38 – Análise comparativa das abordagens aplicadas às otimizações mono-objetivo

	ABORDAGEM 1 - ALOCAÇÃO		ABORDAGEM 2 - EXPANSÃO	
	Emissões de GEE (kg CO ₂ eq/m ³)	Balanço energético (MJ/m ³)	Emissões de GEE (kg CO ₂ eq/m ³)	Balanço energético (MJ/m ³)
Biodiesel de soja	1.203,53	16.618,87	2.438,48	787,53
Bioetanol de milho	919,74	6.614,06	1.255,83	1.232,43
Biodiesel de sebo (a pasto)	1.995,60	24.211,44	1.995,60	24.211,44
Biodiesel de sebo (confinado)	1.181,24	19.182,58	1.174,30	19.185,70
Biogás de esterco	2,45	0,34	2,43	0,63

Observando-se individualmente cada uma das bioenergias em estudo, verifica-se que a abordagem de expansão do sistema apresenta emissões do biodiesel de soja e bioetanol de milho, 102,6% e 36,5% maiores, em função da inclusão das emissões dos subprodutos farelo de soja e DDGS. Por outro lado, as emissões da atividade pecuária confinada, para a obtenção de sebo bovino, apresentaram emissões de GEE 0,6% menores, justificada pelo uso de subprodutos gerados na cadeia produtiva como insumo na suplementação animal. Estas variações, para mais e para menos, das emissões por metro cúbico de cada biocombustível, quando multiplicadas pelos fatores de conversão e variáveis de decisão da Equação 23 levam a um aumento de 0,39% das emissões de GEE.

Em relação ao balanço energético, o aproveitamento resulta em uma redução de 95,3% e 81,4% nas cadeias produtivas do biodiesel de soja e bioetanol de milho, respectivamente, e um aumento de 0,02% no balanço energético da cadeia pecuária confinada. O balanço energético deste estudo consiste na subtração da energia gerada pelo biocombustível, que se manteve inalterada, pela energia consumida para gerá-lo, que apresentou acréscimo nos processos de biodiesel de soja e bioetanol de milho e redução no processo de biodiesel de sebo bovino. Estas variações do balanço energético por metro cúbico, quando multiplicadas pelos fatores de conversão e variáveis de decisão da Equação 24 levam a uma redução de 0,20% do balanço energético.

A abordagem de expansão do sistema, com aproveitamento dos subprodutos farelo de soja e DDGS gerados como insumo para a alimentação animal no confinamento, elevaram as emissões de GEE em 0,39%, e reduziram o balanço energético em 0,20%, quando comparada à abordagem de alocação. Fica assim evidenciado que o uso das funções mono-objetivo acarreta variação irrelevante ao se alternar entre as abordagens de alocação e expansão do sistema. Isto pode ser explicado pelo fato da quantidade de subprodutos gerados no sistema, quando se aplica a abordagem de expansão, corresponder a menos do que 2% dos insumos necessários para alimentar os animais em confinamento.

5.2.2. Abordagem Multiobjetivo

Para a otimização de diferentes funções objetivo (multiobjetivo), com diferentes unidades e magnitudes, deve-se realizar a normalização dos dados. A normalização utilizada neste trabalho é dada pela diferença dos valores ótimos de função nos pontos Nadir (z^{nad}) e Ideal (z^*), conforme descrito no item 6.1.1. Estes pontos podem ser obtidos no software MATLAB® aplicando-se a função FMINCON para obter os mínimos de uma função multivariável não linear restrita. Visto que a função de otimização obtém o mínimo de cada função objetivo, para obter os valores máximos, basta inserir o sinal negativo na frente da equação antes de executar a função, pois uma função f a ser maximizada pode ser representada como a minimização de $(-f)$.

Assim, os valores máximos e mínimos de cada função objetivo em estudo foram obtidos para poderem ser aplicados na função multiobjetivo normalizada.

5.2.2.1. Alocação dos subprodutos

A combinação de áreas e produtividades para a minimização das emissões de GEE (ponto ideal – z^*) é a mesma apresentada no item 9.2.1.1: 10% da área para a atividade agrícola (soja/milho), 10% da área para bovinos confinados e 80% da área para bovinos a pasto, quanto às produtividades, estas foram as menores possíveis para ocorrer maior redução de emissões (Tabela 32).

A maximização das emissões de GEE (ponto Nadir - z^{nad}) foi obtida na combinação: 10% da área para a atividade agrícola (soja/milho), 10% da área para bovinos a pasto e 80% da área para bovinos confinados, quanto às produtividades, estas foram as maiores possíveis para ocorrer a maximização de emissões de GEE (Tabela 39).

Tabela 39 – Maximização da função mono-objetivo de emissões de GEE na abordagem de alocação

	Emissões (kg CO ₂ eq/m ³ BC)	FC (m ³ BC /Ump)	Produtividade (Ump/ ha)	Ciclos	Área (%)	Emissões (kg CO ₂ eq/ha)
Biodiesel de soja	1203,53	0,00018	3500,00	1	10	75,86
Bioetanol de milho	919,74	0,00026	6200,00	1	10	150,35
Biodiesel de sebo (a pasto)	1995,60	0,021	4,00	0,67	10	10,92
Biodiesel de sebo (confinado)	1181,24	0,021	666,00	4	80	51.678,71
Biogás de esterco	2,45	67,731	666,00	4	80	354.283,98
						406.199,82

Já em relação ao balanço energético, a combinação de áreas e produtividade para a maximização (ponto ideal – z^*), é a mesma da apresentada no item 9.2.1: 10% da área para a atividade agrícola (soja/milho), 10% da área para bovinos a pasto e 80% da área para bovinos confinados, quanto às produtividades, estas foram as maiores possíveis para ocorrer a maximização do balanço energético (Tabela 33).

A minimização do balanço energético (ponto Nadir - z^{nad}) foi obtida a partir da combinação: 10% da área para a atividade agrícola (soja/milho), 10% da área para bovinos confinados e 80% da área para bovinos a pasto, quanto às produtividades, estas foram as menores possíveis para a minimização do balanço energético (Tabela 40).

Tabela 40 – Minimização da função mono-objetivo de balanço energético na abordagem de alocação.

	Balanço energético (MJ/ m ³ BC)	FC (m ³ BC /Ump)	Produtividade (Ump/ ha)	Ciclos	Área (%)	Balanço energético (MJ/ha)
Biodiesel de soja	16618,87	0,00018	3200,00	1	10	957,70
Bioetanol de milho	6614,06	0,00026	5301,00	1	10	924,42
Biodiesel de sebo (a pasto)	24211,44	0,021	1,00	0,67	80	265,08
Biodiesel de sebo (confinado)	19182,58	0,021	333,00	4	10	52.451,88
Biogás de esterco	0,34	67,73	333,00	4	10	3.078,03
						57.676,93

A normalização das duas funções-objetivo é obtida a partir da equação 11, usando-se para a minimização das emissões de GEE os valores de “fideal” (z^*) de 25.592,40 kg CO₂eq/ha (Tabela 32), e “fnadir” (z^{nad}) de 406.199,82 kg CO₂eq/ha (Tabela 39). Para a função objetivo de maximização do balanço energético foram utilizados os valores de “fideal” (z^*) de 890.739,80 MJ/ha (Tabela 33) e “fnadir” (z^{nad}) de 57.676,93 MJ/ha (Tabela 40).

Entre os métodos de otimização multiobjetivo, encontra-se o método de soma ponderada. Conforme descrito no item 6.1.1, este método permite a atribuição de diferentes pesos para as funções objetivo a serem combinadas de acordo com sua importância relativa na função objetivo final.

O presente estudo vislumbra atribuir igual importância para as duas funções objetivo: minimização de emissões de GEE e maximização do balanço energético. Assim, foi atribuído igual peso às duas funções objetivo (Equações 23 e 24), com a normalização descrita acima, na função fmincon, conforme Equação 50.

$$\begin{aligned}
 f_{obj} = & + \left(\frac{890.739,80 - \left((Benerbg * P_{(c)} * A_{(c)} * 4) + (Benerbdos * P_{(s)} * A_{(s)}) + \right. \right. \\
 & \left. \left. (Benerbdsbi * P_{(c)} * A_{(c)} * 4) + \left(Benerbdsbe * P_{(p)} * \frac{A_{(p)}}{1.5} \right) + (Benerbe * P_{(m)} * A_{(m)}) \right)}{890.739,80 - 57.676,93} \right) + \\
 & + \left(\frac{\left((Egeebg * P_{(c)} * A_{(c)} * 4) + (Egeebdos * P_{(s)} * A_{(s)}) + (Egeebdsbi * P_{(c)} * A_{(c)} * 4) + \right. \right. \\
 & \left. \left. \frac{\left(Egeebdsbe * P_{(p)} * \frac{A_{(p)}}{1.5} \right) + (Egeebe * P_{(m)} * A_{(m)})}{406.199,82 - 25.592,40} \right) - 25.592,40}{406.199,82 - 25.592,40} \right)
 \end{aligned} \tag{50}$$

Pelo método de soma ponderada, obtêm-se resultados nas variáveis de decisão de 80% da área para a atividade agrícola (soja/milho), 10% da área para bovinos a pasto e 10% da área para bovinos confinados. Este resultado beneficia somente a função objetivo de minimização das emissões de GEE, visto que encontra resultados 5% maiores do que o mínimo para as emissões de GEE (Tabela 39), e 22% maiores do que o mínimo para o balanço energético (Tabela 33).

Foram realizadas algumas alterações nos pesos fornecidos a cada uma das funções para averiguar como as variáveis de decisão, e consequentemente as funções objetivo iriam se comportar. A Figura 41 apresenta os resultados de pesos entre zero e um, com variações de 0,01.

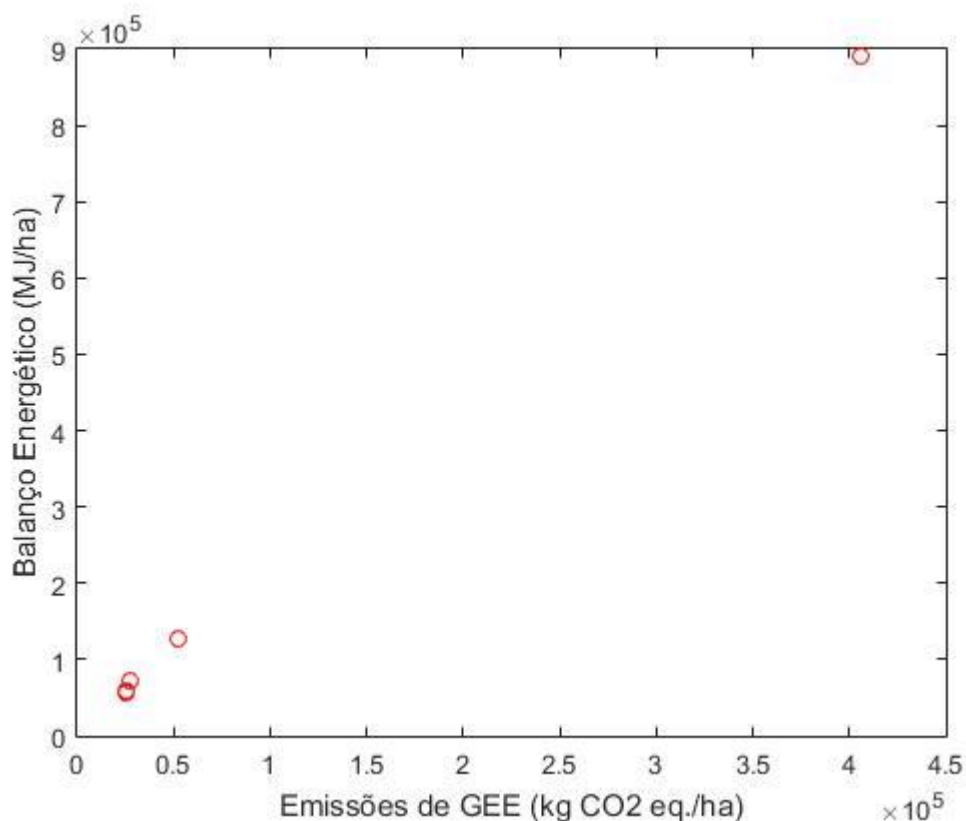


Figura 41 – Otimização multiobjetivo usando-se a abordagem de alocação com método de soma ponderada para diferentes pesos.

O uso do método soma ponderada não é satisfatório para este estudo, pois os resultados apresentados estão muito aglomerados nos extremos, o que indica que a função multiobjetivo está minimizando ou maximizando as duas funções objetivo mutuamente.

Além disso, as alterações nos pesos indicam que o comportamento da fronteira de pareto apresenta curvatura não convexa, em função de alterações bruscas nos percentuais de contribuição de áreas e produtividades, sem nenhum percentual intermediário entre os valores apresentados. Os resultados da função multiobjetivo são lineares, e determinados pontos da reta ficam fora do limite da região factível da fronteira de pareto (Figura 18a).

O método de programação por compromisso, conforme detalhado no item 6.1.2, é outro método de otimização multiobjetivo que converte o vetor de objetivos $F(x)$ em um valor único escalar por meio do cálculo da norma ponderada (de ordem p).

Este método apresenta-se como uma melhor opção ao método de soma ponderada, pois permite localizar pontos em curvas geradas próximas a fronteira de pareto de casos não convexos (Figura 18b).

Aplicando-se a norma euclidiana ($p=2$), na Equação 12, a solução gerada recai no método dos mínimos quadrados ponderados, técnica de otimização que procura encontrar o

melhor ajuste para um conjunto de dados, tentando minimizar a soma dos quadrados das diferenças entre o valor estimado e os dados observados (Equação 51).

$$\sqrt{\sum_{i=1} w_i (f_i(x) - z_i^*)^2} \quad (51)$$

O valor escalar gerado, aplicado à função multiobjetivo no MATLAB®, é aquele que apresenta a menor distância da Solução Ideal, dentre todas as opções apresentadas.

Assim, as variáveis de decisão que apresentaram a combinação de áreas e produtividade para a função objetivo agregada (multiobjetivo) foram: 48% da área para a atividade agrícola (soja/milho), 10% da área para bovinos a pasto e 42% da área para bovinos confinados, com produtividades de 3.499 quilogramas de soja por hectare, 5600 quilogramas de milho por hectare, 3,97 animais por hectare em pecuária a pasto (extensiva) e 666 animais por hectare em pecuária confinada (intensiva).

Estas variáveis permitiram que a função multiobjetivo em estudo atingisse emissões de GEE mínimas de 213.168,5 kg CO₂eq/ ha, e balanço energético máximo de 475.292,3 MJ/ha.

O arranjo ótimo obtido indica que as áreas de agricultura e pecuária intensiva possuem a melhor relação entre emissões e energia, visto que apresentam distribuição percentual de quase 50% das áreas cada uma. A pecuária extensiva, por sua vez, está limitada ao mínimo estabelecido de 10%, em função da baixa lotação animal, e conseqüentemente baixa contribuição destes animais na geração de energia e nas emissões de GEE do sistema.

A análise multiobjetivo, pelo método de programação por compromisso, levou a um acréscimo de 732,9% nas emissões de GEE e uma redução de 46,6% no balanço energético, em relação aos valores ideais obtidos nas abordagens mono-objetivo (25.592,40 kg CO₂/ha; 890.739,80 MJ/ha).

Foram realizadas algumas alterações nos pesos fornecidos a cada uma das funções para averiguar como as variáveis de decisão, e conseqüentemente as funções objetivo iriam se comportar. A Figura 42 apresenta os diferentes resultados para pesos entre zero e um, com variações de 0,01.

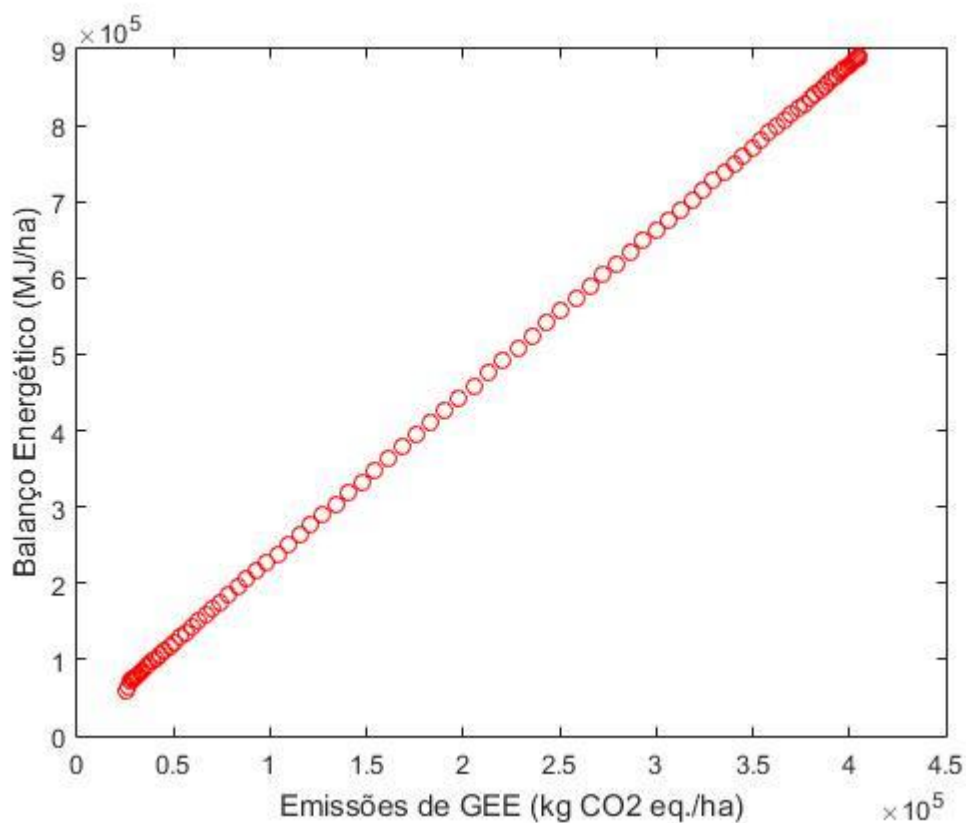


Figura 42 - Otimização multiobjetivo usando-se a abordagem de alocação com método de programação por compromisso para diferentes pesos.

O uso do método programação por compromisso demonstrou-se adequado para a análise multiobjetivo visto que dispersou a distribuição dos resultados permitindo a localização do ponto ótimo para a minimização das emissões de GEE e maximização do balanço energético.

A Figura 43 apresenta os resultados das variáveis de decisão “área” para 11 cenários de distribuição de pesos, variando de peso zero para a função objetivo “balanço energético” e um para a função objetivo “emissões de GEE”, para peso um para a função objetivo “balanço energético” e zero para a função objetivo “emissões de GEE”.

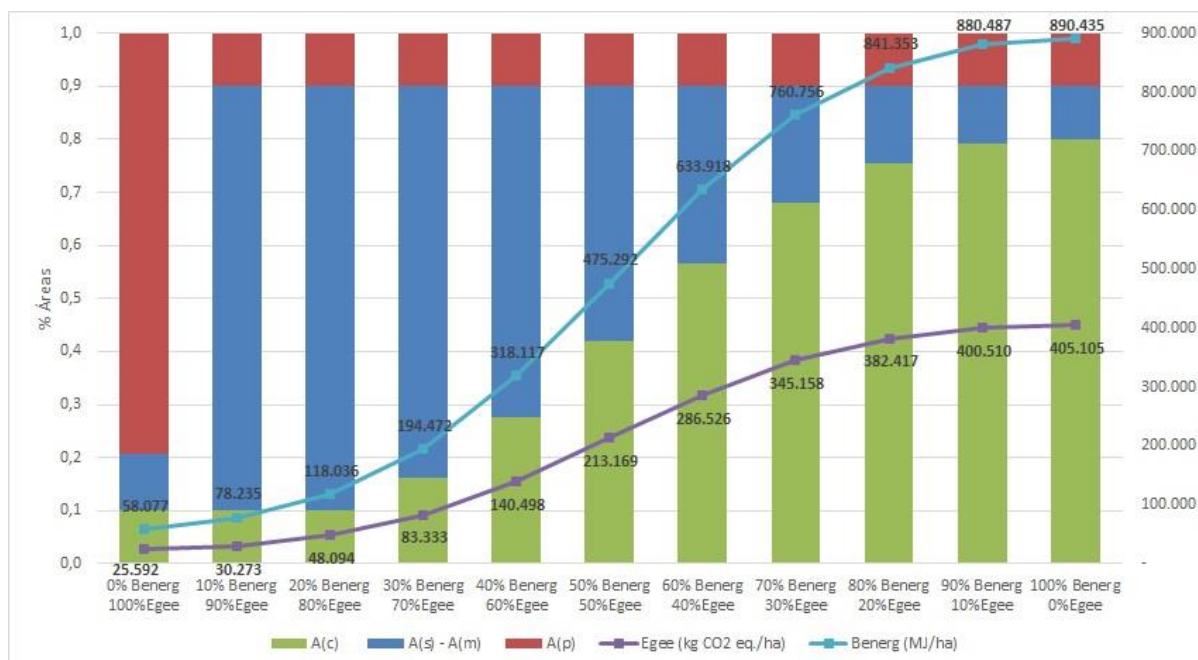


Figura 43 – Comportamento das variáveis de decisão “área” na otimização multiobjetivo com diferentes pesos atribuídos às funções objetivo usando-se a abordagem de alocação

Verifica-se que o aumento do peso da função objetivo “balanço energético” em relação à função “emissões de GEE”, aumenta o percentual de áreas ocupadas pela pecuária confinada, e consequentemente aumenta as emissões de GEE e o balanço energético por hectare.

A exceção do cenário 1 (0% Benerg, 100% Egee), que apresenta o resultado atribuindo peso zero a função objetivo balanço energético, como na abordagem mono-objetivo, todos os cenários apresentam a área de pecuária a pasto (A(p)) limitada a 10%. Este fato pode ser justificado em função da baixa contribuição do gado extensivo na geração de energia, poucos animais por unidade de área, e consequentemente baixa contribuição nas emissões de GEE do sistema. Para a função multiobjetivo, não basta ter baixa emissões de GEE, esta deve ser acompanhada de elevado balanço energético para suprir a demanda regional.

5.2.2.2. Expansão do sistema

A expansão do sistema diferencia-se da abordagem de alocação por considerar o aproveitamento de subprodutos da cadeia produtiva.

A combinação de áreas e produtividades para a minimização das emissões de GEE é a mesma apresentada no item 9.2.1.2: 10% da área para a atividade agrícola (soja/milho), 10% da área para bovinos confinados e 80% da área para bovinos a pasto, quanto às

produtividades, estas foram as menores possíveis para ocorrer maior redução de emissões (Tabela 35). A maximização das emissões de GEE foi obtida na combinação: 10% da área para a atividade agrícola (soja/milho), 10% da área para bovinos a pasto e 80% da área para bovinos confinados, quanto às produtividades, estas foram as maiores possíveis para ocorrer a maximização de emissões de GEE (Tabela 41).

Tabela 41 - Maximização da função mono-objetivo de emissões de GEE na abordagem de expansão do sistema

	Emissões (kg CO ₂ eq/m ³ BC)	FC (m ³ BC/Ump)	Produtividade (Ump/ha)	Ciclos	Área (%)	Emissões (kg CO ₂ eq/ha)
Biodiesel de soja	2438,47	0,00018	3500,00	1	10	153,70
Bioetanol de milho	1255,83	0,00026	6200,00	1	10	205,29
Biodiesel de sebo (a pasto)	1995,60	0,021	4,00	0,67	10	10,92
Biodiesel de sebo (confinado)	1174,30	0,021	666,00	4	80	51.375,19
Biogás de esterco	2,45	67,731	666,00	4	80	354.283,98
						406.029,08

Já em relação ao balanço energético, a combinação de áreas e produtividade para a maximização, é a mesma da apresentada no item 9.2.1.2: 10% da área para a atividade agrícola (soja/milho), 10% da área para bovinos a pasto e 80% da área para bovinos confinados, quanto às produtividades, estas foram as maiores possíveis para ocorrer a maximização do balanço energético (Tabela 37). A minimização do balanço energético foi obtida a partir da combinação: 10% da área para a atividade agrícola (soja/milho), 10% da área para bovinos confinados e 80% da área para bovinos a pasto, quanto às produtividades, estas foram as menores possíveis para a minimização do balanço energético (Tabela 42).

Tabela 42 - Minimização da função mono-objetivo de balanço energético na abordagem de expansão do sistema

	Balanço energético (MJ/m ³ BC)	FC (m ³ BC /Ump)	Produtividade (Ump/ ha)	Ciclos	Área (%)	Balanço energético (MJ/ha)
Biodiesel de soja	787,53	0,00018	3200,00	1	10	45,38
Bioetanol de milho	1232,43	0,00026	5301,00	1	10	172,22
Biodiesel de sebo (a pasto)	24211,44	0,021	1,00	0,67	80	265,08
Biodiesel de sebo (confinado)	19185,70	0,021	333,00	4	10	52.460,42
Biogás de esterco	0,34	67,73	333,00	4	10	3.078,03
						56.021,13

A normalização das duas funções-objetivo é obtida a partir da equação 11, usando-se para a minimização das emissões de GEE os valores de “fideal” (z^*) de 25.691,56 kg CO₂eq/ha (Tabela 35), e “fnadir” (z^{nad}) de 406.029,08 kg CO₂eq/ha (Tabela 41). Para a

função objetivo de maximização do balanço energético foram utilizados os valores de “fideal” (z^*) de 888.998,80 MJ/ha (Tabela 37) e “fnadir” (z^{nad}) de 56.021,13 MJ/ha (Tabela 42).

Foi aplicado igual peso às duas funções objetivo (Equações 23 e 24), com a normalização descrita, na função f_{mincon} , conforme Equação 52.

$$f_{obj} = + \left(\frac{888.998,80 - \left((Benerbg * P_{(c)} * A_{(c)} * 4) + (Benerbdos * P_{(s)} * A_{(s)}) + (Benerbdsbi * P_{(c)} * A_{(c)} * 4) + \right.}{(888.998,80 - 56.021,13)} \right. \\ \left. + \frac{\left((Benerbdsbe * P_{(p)} * \frac{A_{(p)}}{1.5}) + (Benerbe * P_{(m)} * A_{(m)}) \right)}{\left. \right)} \\ + \left(\frac{\left((Egeebg * P_{(c)} * A_{(c)} * 4) + (Egeebdos * P_{(s)} * A_{(s)}) + (Egeebdsbi * P_{(c)} * A_{(c)} * 4) + \right.}{(406.029,08 - 25.691,56)} \right. \\ \left. + \frac{\left((Egeebdsbe * P_{(p)} * \frac{A_{(p)}}{1.5}) + (Egeebe * P_{(m)} * A_{(m)}) \right) - 25.691,56}{\left. \right)} \right) \quad (52)$$

Pelo método de soma ponderada, obtêm-se resultados nas variáveis de decisão de 10% da área para a atividade agrícola (soja/milho), 10% da área para bovinos a pasto e 80% da área para bovinos confinados. Este resultado beneficia somente a função objetivo de maximização do balanço energético, visto que encontra resultados 0,22% menores do que o máximo para as emissões de GEE (Tabela 41) e 0,31% maiores do que o máximo para o balanço energético (Tabela 40Tabela 37).

Foram realizadas algumas alterações nos pesos fornecidos a cada uma das funções para averiguar como as variáveis de decisão, e conseqüentemente as funções objetivo iriam se comportar. A Figura 44 apresenta os resultados de pesos entre zero e um, com variações de 0,01.

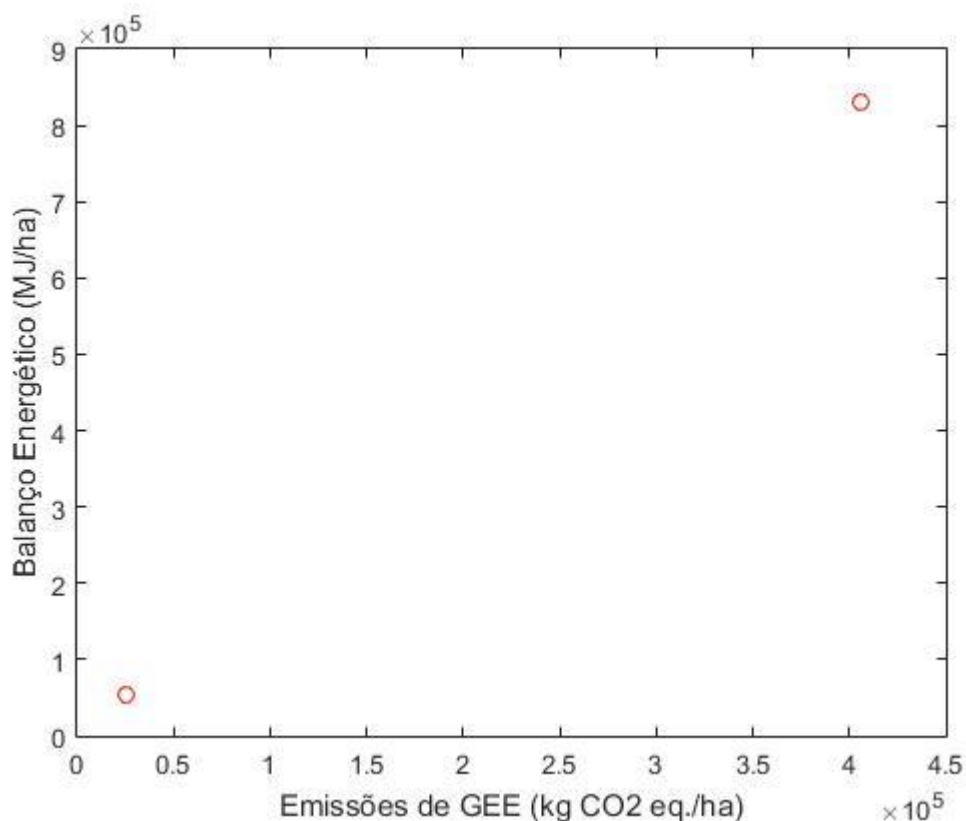


Figura 44 - Otimização multiobjetivo usando-se a abordagem de expansão do sistema, com método de soma ponderada para diferentes pesos.

Os resultados demonstram que o uso do método soma ponderada não é satisfatório para este estudo, pois os dados apresentam-se muito aglomerados nos extremos, o que indica que a função multiobjetivo está minimizando ou maximizando as duas funções objetivo mutuamente.

Além disso, as alterações nos pesos indicam que o comportamento da fronteira de pareto apresenta curvatura não convexa, em função de alterações bruscas nos percentuais de contribuição de áreas e produtividades, sem nenhum percentual intermediário entre os valores apresentados. Os resultados da função multiobjetivo são lineares, e determinados pontos da reta ficam fora do limite da região factível da fronteira de pareto (Figura 18a).

Como realizado na abordagem por alocação, foi necessário o uso do método de programação por compromisso, para obter o resultado que apresenta a menor distância da Solução Ideal, dentre todas as opções apresentadas.

Assim, as variáveis de decisão que apresentaram a combinação de áreas e produtividade para a função objetivo agregada (multiobjetivo) foram: 10% da área para a atividade agrícola (soja/milho), 47% da área para bovinos a pasto e 43% da área para bovinos

confinados, com produtividades de 3.496 quilogramas de soja por hectare, 6.196 quilogramas de milho por hectare, 3,99 animais por hectare em pecuária a pasto (extensiva) e 662 animais por hectare em pecuária confinada (intensiva).

Estas variáveis permitiram que a função multiobjetivo em estudo atingisse emissões de GEE mínimas de 215.601 kg CO₂eq/ ha, e balanço energético máximo de 474.902 MJ/ha.

A análise multiobjetivo, pelo método de programação por compromisso, levou a um acréscimo de 739% nas emissões de GEE e uma redução de 47% no balanço energético, em relação aos valores ideais obtidos nas abordagens mono-objetivo (25.691,56 kg CO₂/ha; 888.998,80 MJ/ha).

Foram realizadas algumas alterações nos pesos fornecidos a cada uma das funções para averiguar como as variáveis de decisão, e conseqüentemente as funções objetivo iriam se comportar. A Figura 45 apresenta os resultados de pesos entre zero e um, com variações de 0,01.

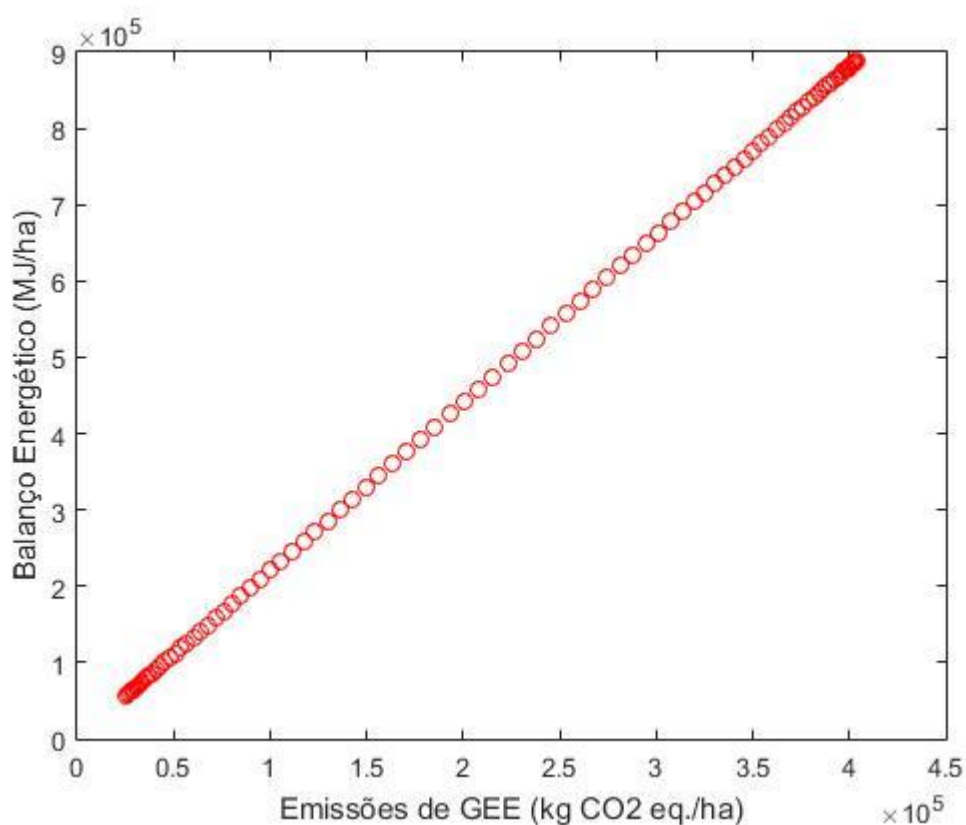


Figura 45 - Otimização multiobjetivo usando-se a abordagem de expansão do sistema com método de programação por compromisso para diferentes pesos.

O uso do método programação por compromisso demonstrou-se adequado para a análise multiobjetivo visto que dispersou a distribuição dos resultados permitindo a

localização do ponto ótimo para a minimização das emissões de GEE e maximização do balanço energético.

A Figura 46 apresenta os resultados das variáveis de decisão “área” para 11 cenários de distribuição de pesos, variando de peso zero para a função objetivo “balanço energético” e um para a função objetivo “emissões de GEE”, para peso um para a função objetivo “balanço energético” e zero para a função objetivo “emissões de GEE”. O cenário 6 apresenta os resultados quando se atribui pesos iguais às duas funções objetivo.

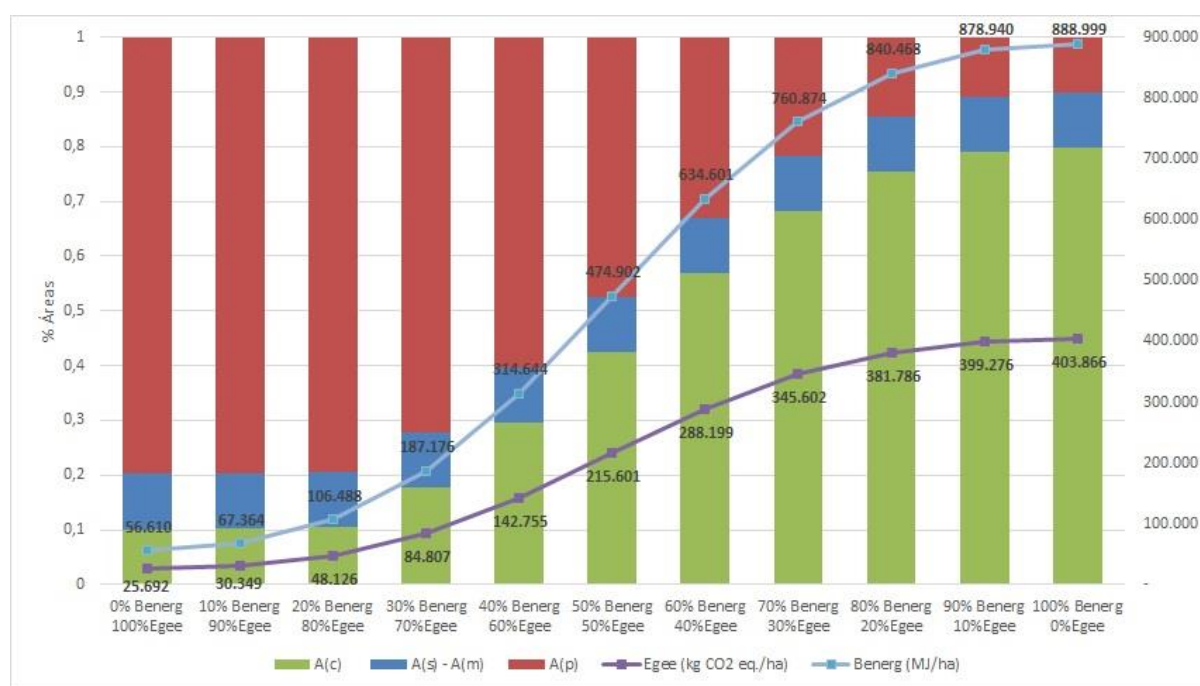


Figura 46 - Comportamento das variáveis de decisão “área” na otimização multiobjetivo com diferentes pesos atribuídos às funções objetivo usando-se a abordagem de expansão do sistema.

Verifica-se que o aumento do peso da função objetivo “balanço energético” em relação à função “emissões de GEE”, aumenta o percentual de áreas ocupadas pela pecuária confinada, e consequentemente aumenta as emissões de GEE e o balanço energético por hectare.

Todos os cenários apresentam a área de agricultura (A(s) ou A(m)) limitada a 10%. Este fato pode ser justificado pelo baixo fator de conversão usado para os processos de origem agrícola (soja e milho). Para a função multiobjetivo em estudo, não basta ter baixa emissão de GEE, esta deve ser acompanhada de elevado balanço energético para suprir a demanda energética regional.

O resultado encontrado diverge do obtido na abordagem de alocação, onde 10% da área corresponde a produtos oriundos da pecuária extensiva (a pasto). A alteração dos percentuais de ocupação de áreas entre a atividade agrícola (de 10% para 47%) e pecuária extensiva (a pasto) (de 47% para 10%) acarreta em emissões de GEE 4,7% menores, e balanço energético 0,17% maior.

Este resultado representa uma inversão, em relação à abordagem de alocação dos percentuais de contribuição de áreas de agricultura e de pecuária a pasto. As emissões variaram em 5%, enquanto o balanço energético variou em apenas 0,2%, demonstrando que a função objetivo é não linear, pela grande variação de percentual de áreas alterar em menos de 5% as emissões e o balanço energético dos resultados ótimos nas duas abordagens utilizadas.

Fica assim evidenciado que o uso das funções multiobjetivo, assim como a mono-objetivo, acarreta variação irrelevante ao se alternar entre as abordagens de alocação e expansão do sistema. Isto pode ser explicado pelo fato da quantidade de subprodutos gerados no sistema, quando se aplica a abordagem de expansão, corresponder a menos do que 2% dos insumos necessários para alimentar os animais em confinamento.

Além disso, as bioenergias produzidas por atividade pastoril em confinamento (biodiesel de sebo e biogás) são responsáveis por mais de 98% do total das emissões e do balanço energético nos pontos ótimos de ambas as abordagens, em função da alta taxa de lotação animal e alto fator de conversão do biogás em relação aos demais fatores, pela grande quantidade de dejetos gerados por animal dia. Esta preponderância da pecuária em confinamento, explica em parte a inversão nos percentuais de áreas entre a pecuária extensiva e a atividade agrícola, ocorrida na alteração das abordagens de alocação e expansão do sistema.

5.2.1.3. Comparação das abordagens

A Tabela 43 apresenta os resultados da otimização multiobjetivo de emissões de GEE e de balanço energético por unidade de área (hectare – ha) para as duas abordagens em estudo (alocação e expansão do sistema).

Tabela 43 - Análise comparativa das abordagens aplicadas à otimização multiobjetivo

	ABORDAGEM 1 - ALOCAÇÃO		ABORDAGEM 2 - EXPANSÃO	
	Emissões de GEE (kg CO ₂ eq/ha)	Balanco energético (MJ/ha)	Emissões de GEE (kg CO ₂ eq/ha)	Balanco energético (MJ/ha)
Biodiesel de soja	364,70	5.035,87	153,32	49,52
Bioetanol de milho	653,06	4.696,27	185,28	181,83
Biodiesel de sebo (a pasto)	10,86	131,70	51,68	627,03
Biodiesel de sebo (confinado)	27.071,29	439.630,24	27.447,62	447.867,23
Biogás de esterco	185.068,60	25.798,23	187.763,19	26.176,57
TOTAL	213.168,50	475.292,30	215.601,10	474.902,18

As abordagens de alocação e expansão do sistema, analisadas separadamente pela abordagem mono-objetivo (Tabela 38), sofrem variação ao se aplicar a normalização das funções objetivo, no método programação por compromisso, para a solução do problema multiobjetivo.

Em relação às emissões de GEE, a abordagem de expansão do sistema apresentou acréscimo de 1,1% em relação à abordagem de alocação: os processos do biodiesel de soja e bioetanol de milho apresentaram reduções de 58,0% e 71,6%, respectivamente, em função da perda de percentual de áreas (de 48% para 10%), enquanto o processo de biodiesel de sebo a pasto apresentou acréscimo de 376,1%, em função do aumento no percentual de áreas (de 10% para 46%).

Já em relação ao balanço energético, a abordagem de expansão apresenta redução de 0,1% em relação à abordagem de alocação: os processos do biodiesel de soja e bioetanol de milho apresentaram reduções de 99% e 96,1%, respectivamente, em função da perda de percentual de áreas (de 48% para 10%), enquanto o processo de biodiesel de sebo a pasto apresentou acréscimo de 376,1%, em função do aumento no percentual de áreas (de 10% para 47%).

O aproveitamento de 2% de subprodutos gerados como insumos para outro subsistema na cadeia produtiva altera as emissões e o balanço energético por metro cúbico de cada biocombustível. Esta alteração afeta o comportamento da distribuição de áreas para cada uma das atividades entre as atividades agrícolas e a pasto. Porém, esta mudança alteram as emissões e o balanço energético em menos do que um por cento. Este fato comprova que a quantidade de subprodutos produzidos em etapas agrícolas, gera uma quantidade de insumo para alimentação animal insignificante para o rebanho em confinamento.

6. CONCLUSÕES

Este trabalho desenvolveu uma metodologia otimização ambiental de aproveitamento de produtos agropastoris, em sistema de integração lavoura-pecuária, para propor o arranjo produtivo ótimo, na minimização de emissões de GEE e maximização do balanço energético, das bioenergias obtidas a partir destes produtos.

Os métodos e inventários utilizados por diretrizes internacionais de avaliação de impactos ambientais não consideram diversos impactos positivos como o manejo agrícola e fatores do clima brasileiro, o plantio direto, o consórcio milho-braquiária, o SILP e a sinergia entre produção de alimentos e bioenergia. A metodologia desenvolvida neste trabalho considerou esses aspectos para avaliação das emissões de GEE da produção de bioenergia no Brasil.

Para a otimização multiobjetivo (maximização de balanço energético e minimização de emissões GEE) empregada neste trabalho podem ser utilizados diferentes métodos. Dentre estes foram utilizados dois: método da soma ponderada e método da programação por compromisso. O método soma ponderada não se demonstrou satisfatório para o estudo, pois apresentou resultados muito aglomerados nos extremos, o que indica que a função multiobjetivo está minimizando ou maximizando as duas funções objetivo mutuamente. Ao se alterar os pesos de cada função, observa-se que o comportamento da fronteira de pareto apresenta curvatura não convexa, em função de alterações bruscas nos percentuais de contribuição de áreas e produtividades, sem nenhum percentual intermediário entre os valores apresentados. O método de programação por compromisso, por sua vez, demonstrou-se adequado visto que dispersou a distribuição dos resultados permitindo a localização do ponto ótimo. Portanto para este trabalho foi utilizado o método de programação por compromisso.

Na aplicação da metodologia na microrregião de Dourados (MS), com os limites regionais definidos de produtividade agrícola e taxas de lotação animal, a otimização multiobjetivo utilizou duas abordagens de repartição dos impactos: alocação de subprodutos e expansão do sistema. Utilizando a abordagem de alocação de subprodutos a otimização apresentou como resultado uma composição de áreas com 48% para a atividade agrícola, 10% para a pecuária a pasto e 42% para a pecuária intensiva, com produtividades agrícolas e taxas de lotação animal próximas aos limites máximos regionais estabelecidos (4 animais por hectare (a pasto), 666 animais por hectare (confinamento), 3500 kg de soja por hectare, 5600 kg de milho por hectare). O arranjo ótimo obtido indica que as áreas de agricultura e pecuária

intensiva possuem distribuição percentual de quase 50% das áreas cada uma. A pecuária extensiva, por sua vez, está limitada ao mínimo estabelecido de 10%, em função da baixa lotação animal, e conseqüentemente baixa contribuição destes animais na geração de energia do sistema.

Por sua vez, a abordagem de expansão do sistema, com o aproveitamento de produtos agroindustriais (farelo de soja e DDGS) gerados no sistema como insumo na pecuária intensiva, apresentou como resultado uma composição de áreas com 10% para a atividade agrícola, 47% para a pecuária a pasto e 43% para a pecuária intensiva com produtividades agrícolas e taxas de lotação animal próximas aos limites máximos regionais estabelecidos. Este resultado representa uma inversão, em relação à abordagem de alocação de subprodutos, dos percentuais de contribuição de áreas de agricultura e de pecuária a pasto, demonstrando que a função objetivo é não linear. Esta não linearidade é constatada pela grande variação de percentual de áreas alterar em menos de 5% as emissões e o balanço energético dos resultados ótimos nas duas abordagens utilizadas.

Este fato evidencia que a alteração da abordagem é irrelevante para o resultado final de emissões e balanço energético, em função da quantidade de subprodutos gerados pelas cadeias produtivas agrícolas ser insuficiente para a demanda alimentar dos animais em confinamento.

As bioenergias produzidas por atividade pastoril em confinamento são responsáveis por mais de 98% do total das emissões e do balanço energético nos pontos ótimos de ambas as abordagens. Este fato ocorre em função da alta taxa de lotação animal e da grande quantidade de dejetos gerados por animal por dia, o que explica em parte a inversão nos percentuais de áreas entre a pecuária extensiva e a atividade agrícola, ocorrida na alteração de abordagens.

O uso de produtos como o sebo bovino e o esterco animal, na produção de bioenergia, possibilita que estes deixem de ser contabilizados apenas como resíduos geradores de impactos na cadeia pecuária, passando a ter um valor agregado. Aumentar o uso de sebo para biodiesel reduz o uso de óleo de soja para energia, um benefício social devido à relevância deste produto na alimentação humana e animal.

O milho produzido, por sua vez, quando usado na geração de energia reduz o grande excedente de grãos produzidos na região. Por sua vez, o processamento de grãos de soja e de milho na região permite o aproveitamento interno dos produtos e subprodutos das cadeias produtivas uma vez que a logística de escoamento onera os custos, dificultando sua

exportação. Os processos industriais para a produção de biocombustíveis não apresentaram melhorias substanciais nos últimos anos, e existe pequena chance de mudança no futuro próximo. Assim, o foco em sistemas agropastoris integrados é crucial para reduzir não só as emissões de GEE como também o gasto energético, com consequente aumento de seu balanço. Além disso, a pecuária integrada, permite recuperar pastagens degradadas com sua rotação com culturas agrícolas, otimizando o uso da terra para ambas as atividades sem a necessidade de abertura de novas áreas naturais, o que acarreta em benefícios econômicos e ambientais.

Dentre as opções bioenergéticas apresentadas, que podem ser obtidas a partir de sistemas de integração lavoura-pecuária, o biogás é a opção que apresenta menores emissões, por seu sistema de obtenção ser simples. Apesar disso, apresenta baixo balanço energético. Já o biodiesel e o bioetanol apresentam elevado balanço energético, porém com elevadas emissões de GEE por apresentar tecnologia que necessita de processamentos químicos complexos com utilização de insumos fósseis e não renováveis. Assim, a combinação obtida na otimização é a que produz resultados satisfatórios para produtores agropecuários que utilizem SILP, visto que apresenta a proposição de arranjos produtivos ótimos na geração de bioenergia.

Tendo em vista a grande importância no uso de bioenergias em substituição aos combustíveis fósseis, os resultados obtidos demonstraram a importância da metodologia proposta na adequação do uso do solo por atividades agropastoris para fins energéticos, e na orientação na tomada de decisão para implementação de políticas públicas que maximizem o balanço energético e minimizem as emissões de GEE do setor agroenergético.

7. PROPOSTAS PARA TRABALHOS FUTUROS

O estudo desenvolveu uma metodologia de otimização ambiental visando à maximização do balanço energético e a minimização as emissões de GEE. Apesar disso, sabe-se que o produto proposto (bioenergia) só terá visibilidade no cenário brasileiro caso haja fomento financeiro para sua implementação. Assim, propõe-se a uma análise econômica para ampliar a viabilidade de processamento e uso de bioenergias no mercado nacional, em substituição de fontes fósseis esgotáveis.

Além da análise econômica um possível desdobramento do atual trabalho pode ser uma análise social, visto que os processos agropastoris integrados, bem como atividades agroindustriais requerem a utilização de tecnologias inovadoras na automação de processos, exigindo maior qualificação dos profissionais nele envolvidos.

Este trabalho considerou o uso de terras previamente antropizadas. Se fosse considerada a abertura de novas áreas, a mudança do uso da terra (MUT) teria que ser considerada no cálculo de emissões de GEE.

Em relação aos impactos ambientais, este trabalho considerou apenas as emissões de GEE, por ser esta a principal categoria de avaliação de impacto em sistemas agropastoris. No entanto, outras categorias tais como eutrofização e acidificação poderiam ser incluídas em uma análise futura uma vez que o manejo adequado do solo proposto em SILP podem reduzir também estes impactos ambientais.

A metodologia foi validada para a região centro-oeste brasileiro, porém pode ser aplicada a outras regiões com diferentes usos agropastoris de geração de energia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

3rlab (2016). Características Zoonosológicas da Caprinocultura no Estado de Minas Gerais. Disponível em: <https://3rlab.wordpress.com/2016/07/12/caracteristicas-zoosanitarias-da-caprinocultura-no-estado-de-minas-gerais/>. Acesso em: 14 de abril de 2019.

ABIEC - Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes (2019). Perfil da pecuária no Brasil. Disponível em: <http://www.abiec.com.br/controle/uploads/arquivos/sumario2019portugues.pdf>. Acesso em 14 de março de 2019.

ABIOVE - Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais. 2018. Disponível em: <http://www.abiove.org.br/site/index.php?page=estatistica&area=NC0yLTE=>

ABNT NBR ISO 14040 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de Vida – Princípios e Estrutura – International Organization for Standardization (2006) – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009) – Norma Brasileira – Rio de Janeiro – 2009. 21p.

Agostini, A., Battini, F., Giuntoli, J., Tabaglio, V., Padella, M., Baxter, D., ... & Amaducci, S. (2015). Environmentally sustainable biogas? The key role of manure co-digestion with energy crops. *Energies*, 8(6), 5234-5265.

Aliano Filho, A. (2016). Novas extensões de técnicas de escalarizações no problema de corte unidimensional inteiro multiobjetivo. 2016. 2XX f. Tese de doutorado. Departamento de Matemática Aplicada/ Instituto de Matemática, Estatística e Computação Científica / Unicamp

ANP - Agência Nacional de Petróleo, Gas Natural e Biocombustíveis (2016). Relatório mensal de biodiesel. Disponível em: www.anp.gov.br/wwwanp/publicacoes/boletinsanp/2386-boletim-mensal-do-biodiesel. Acesso em: 22 de setembro de 2016.

ANP - Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (2017). Biocombustíveis no Brasil. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/publicacoes/anuario-estatistico/3819-anuario-estatistico-2017>

ANP - Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (2019). Série histórica de pesquisa de preços e margens de combustíveis. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/precos-e-defesa-da-concorrenca/precos/levantamento-de-precos/serie-historica-do-levantamento-de-precos-e-de-margens-de-comercializacao-de-combustiveis>. Acesso em: 22 de março de 2019.

Ardente, F., & Cellura, M. (2012). Economic allocation in life cycle assessment: the state of the art and discussion of examples. *Journal of Industrial Ecology*, 16(3), 387-398.

- Arif, M., EL-HACK, M. A., Hayat, Z., Sohail, S., Saeed, M., & Alagawany, M. (2017). The beneficial uses of glycerin as an alternative energy source in poultry diets. *World's Poultry Science Journal*, v. 73, n. 1, p. 136-144.
- Arora, J. S. (2007). *Optimization of structural and mechanical systems*. World Scientific.
- Augusto Pazuch, F., Siqueira, J., Friedrich, L., Lenz, A. M., Camargo Nogueira, C. E., & Melegari de Souza, S. N. (2017). Co-digestion of crude glycerin associated with cattle manure in biogas production in the State of Paraná, Brazil. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 39, n. 2.
- Azad, A.K.; Rasul, M.G.; Khan, M.M.K.; Sharma, S.C.; Mofijur, M.; Bhuiya, M.M.K. (2016). Prospects, feedstocks and challenges of biodiesel production from beauty leaf oil and castor oil: a nonedible oil sources in Australia. *Renew. Sustain. Energy Rev.*; 61, pp. 302-318, doi: 10.1016/j.rser.2016.01.013.
- Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., & González-García, S. (2013). Anaerobic digestion of different feedstocks: impact on energetic and environmental balances of biogas process. *Science of the Total Environment*, 463, 541-551.
- Balat, M., & Balat, H. (2009). Recent trends in global production and utilization of bio-ethanol fuel. *Applied energy*, 86(11), 2273-2282.
- BALBINO, L. C.; KICHEL, A. N.; BUNGENSTAB, D. J.; ALMEIDA, R. G. (2012). *Sistemas De Integração Lavoura-Pecuária-Floresta: A Produção Sustentável*. 2. Ed. cap. 2, pg. 12-18 – Brasília, DF: Embrapa.
- Battini, F., Agostini, A., Boulamanti, A. K., Giuntoli, J., & Amaducci, S. (2014). Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. *Science of the Total Environment*, v. 481, p. 196-208.
- Bazaraa, M. S., Jarvis, J. J., & Sherali, H. D. (2011). *Linear programming and network flows*. John Wiley & Sons.
- BECK, P., & HOFMANN, E. (2012). Multiple criteria decision making in supply chain management: Currently available methods and possibilities for future research. *Die Unternehmung*, 66(2), 182-217.
- BIOMERCADO (2019). Centro de referência da cadeia de produção de biocombustíveis para a agricultura familiar. Disponível em: <https://biomercadobrasil.com.br/>. Acesso em: 5 de março de 2019.

Bond, T. & Templeton, M. R. (2011). History and future of domestic biogas plants in the developing world. *Energy for Sustainable Development*, Vol. 15, Issue 4, pp 347-354.

Borjesson, P., & Tufvesson, L. M. (2011). Agricultural crop-based biofuels—resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *Journal of Cleaner Production*, 19(2-3), 108-120.

Boulamanti, A. K., Maglio, S. D., Giuntoli, J., & Agostini, A. (2013). Influence of different practices on biogas sustainability. *Biomass and Bioenergy*, 53, 149-161.

Branco, L. G. B. (2013). Biocombustíveis: Vantagens e desafios. *Revista Eletrônica de Energia*, v. 3, n.1, pg. 16-33, jan./dez. 2013.

Brondani, M.; Hoffmann, R.; Mayer, F. D.; Kleinert, J. S. (2015). Environmental and energy analysis of biodiesel production in Rio Grande do Sul, Brazil. *Clean Techn Environ Policy* 17:129–143. DOI 10.1007/s10098-014-0768-x

Buffett, H. G. (2012). Conservation: Reaping the benefits of no-tillage farming. *Nature* [0028-0836] vol:484 iss:7395 pg:455.

Cai, H., Dunn, J. B., Wang, Z., Han, J., & Wang, M. Q. (2013). Life-cycle energy use and greenhouse gas emissions of production of bioethanol from sorghum in the United States. *Biotechnology for biofuels*, 6(1), 141.

Capasso, G. (2015). A deterministic method for the multiobjective optimization of electromagnetic devices and its application to pose detection for magnetic-assisted medical applications. *Dissertação de Mestrado*. Departamento de Engenharia Industrial da Universidade de Pádua. Disponível em:
http://tesi.cab.unipd.it/49216/1/Capasso_Giampaolo_1041168.pdf

Carvalho, L. L. M. D. (2016). Estudo da hidrólise e fermentação dos resíduos de milho (*Zea mays*) para produção de etanol de segunda geração. *Dissertação (Mestrado em Engenharia Química)* - Universidade Federal de Alagoas, Maceió. Disponível em:
<http://www.repositorio.ufal.br/bitstream/riufal/1362/1/Estudo%20da%20hidr%C3%B3lise%20e%20fermenta%C3%A7%C3%A3o%20dos%20res%C3%ADduos%20de%20milho....pdf>

Castanheira, E. G.; Grisoli, R.; Coelho, S.; Silva, G. A.; Freire, F. (2015). Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Europe: comparing grain, oil and biodiesel import from Brazil. *Journal of Cleaner Production* 102 , 188-201. doi:10.1016/j.jclepro.2015.04.036

Cavalett, O.; Ortega, E. (2010). Integrated environmental assessment of biodiesel production from soybean in Brazil. *Journal of Cleaner Production* 18, 55-70.
doi:10.1016/j.jclepro.2009.09.008

Ceccon, G.; Kurihara, C. H.; Staut, L. A. (2009). Manejo de *Brachiaria ruziziensis* em consórcio com milho safrinha e rendimento de soja em sucessão. *Revista Plantio Direto, Passo Fundo*, ano 19, n. 113, pg. 4-8, set/out 2009.

Chemical Book (2019). Disponível em:
https://www.chemicalbook.com/ProductChemicalPropertiesCB2703220_EN.htm. Acesso em: 27 de abril de 2017.

Chendynski, L. T., Angilleli, K. G., Ferreira, B. A. D., Rodrigues, C. H. F., & Borsato, D. (2014). Pontos de Névoa e Fluidez em Biodiesel Produzido por Misturas de Lipídios. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, 3(4).

Cheng, H; Huang, W; Cai, J. (2013). Solving a Fully Fuzzy Linear Programming Problem through Compromise Programming. *Journal of Applied Mathematics*, 2013.

Cherubini, E., Zanghelini, G. M., Alvarenga, R. A. F., Franco, D., & Soares, S. R. (2015). Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *Journal of Cleaner Production*, 87, 68-77.

Chouinard-Dussault, P., Bradt, L., Ponce-Ortega, J. M., & El-Halwagi, M. M. (2011). Incorporation of process integration into life cycle analysis for the production of biofuels. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 13(5), 673-685.

Chum, H. L., Warner, E., Seabra, J. E., & Macedo, I. C. (2014). A comparison of commercial ethanol production systems from Brazilian sugarcane and US corn. *Biofuels, bioproducts and biorefining*, v. 8, n. 2, p. 205-223, 2014.

Cinelli, B. A. (2012). Produção de etanol a partir da fermentação simultânea à hidrólise do amido granular de resíduo agroindustrial. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Coleman, T., Branch, M. A., & Grace, A. (2019). Optimization toolbox. For Use with MATLAB. User's Guide for MATLAB R2019a, Version 8.3. Disponível em:
https://www.mathworks.com/help/pdf_doc/optim/optim_tb.pdf. Acesso em: 03 de abril de 2019.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento (2019). Acompanhamento da Safra Brasileira. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/>. Acesso em: 01 de julho de 2019.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento (2018). Disponível em: <https://portaldeinformacoes.conab.gov.br>. Acesso em: 05 de junho de 2018.

Cordeiro, L. A. M., Vilela, L., Kluthcouski, J., & Marchão, R. L. (2015). Integração lavoura-pecuária-floresta: o produtor pergunta, a Embrapa responde. Embrapa Arroz e Feijão-Livro técnico (INFOTECA-E).

Costa, M. P. (2015). Socio-eco-efficiency of integrated and nonintegrated systems of crop, forestry and livestock in the Ipameri city, at Brazilian cerrado. Dissertação de Mestrado do Programa em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.

Crocker, M. (Ed.). (2010). Thermochemical conversion of biomass to liquid fuels and chemicals. Royal Society of Chemistry. <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=bnIoDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA26&dq=What+is+better+HHV+or+LHV+&ots=nq74Gjvtl6&sig=SFITfIPFaKfs2fIdagJpvrwm-OQ#v=onepage&q&f=false>

Čuček, L., Varbanov, P. S., Klemeš, J. J., & Kravanja, Z. (2011). Total footprints-based multi-criteria optimisation of regional biomass energy supply chains. *Energy*, 44(1), 135-145.

da Costa, R. J. R. (2011). PRODUÇÃO E APLICAÇÃO DE BIOGÁS. Dissertação (Mestrado em Automação e Comunicações em Sistemas de Energia). Instituto Politécnico de Coimbra. Disponível em: http://files.isec.pt/DOCUMENTOS/SERVICOS/BIBLIO/teses/Tese_Mest_Rita-Costa.pdf. Acesso em: 09 de agosto de 2018.

Da Costa, M. J. R. P., Quintiliano, M. H., & Tseimazides, S. P. (2013). Boas Práticas de Manejo—Transporte. MAPA/ACS: Brasília, Brasil.

Da Silva, C.A.B.(2017). Projeto Grano Duto. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/camaras-setoriais-tematicas/documentos/camaras-tematicas/infraestrutura-e-logistica/anos-anteriores/projeto-grano-duto-50.pdf/@@download/file/Projeto%20Grano%20Duto%2050.pdf>. Acesso em: 22 de junho de 2019.

De Abreu, Y. V., de Oliveira, M. A. G., & Guerra, S.M-G. (2010). Energia, Economia, Rotas Tecnológicas. Textos Seleccionados. EUMED. NET.Universidade de Málaga. Disponível em: <https://docs.google.com/a/ene.unb.br/viewer?a=v&pid=sites&srcid=ZW5lLnVuYi5icnxsYWJmb250ZXN8Z3g6NWQ0Nzc1MzQ2MzA0OGQ0NA>

De Quadros, E. A. D. G, 2019. CONFINAMENTO DE BOVINOS DE CORTE. Disponível em: http://www.almanaquedocampo.com.br/imagens/files/confinamento_bovinos_corte.pdf. Acesso em 05 de fevereiro de 2019.

De SOUZA, V.H.A.; DOS SANTOS, L.T.; CAMPOS, A.F.; CAROLINO, J. (2015). Análise do Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB): Resultados e Críticas. Revista de Administração Geral 2015, v.1, n.1, pg.23 - 41,. Disponível em: https://periodicos.unifap.br/index.php/administracao/article/view/1996/pdf_1

De Vries, J. W., Vinken, T.M.W.J, Hamelin L. and De Boer I.J.M. (2012). Comparing environmental consequences of anaerobic mono- and co-digestion of pig manure to produce bio-energy – A life cycle perspective. *Bioresource Technology* 125 239–248.

de Vries, S. C., van de Ven, G. W., van Ittersum, M. K., & Giller, K. E. (2010). Resource use efficiency and environmental performance of nine major biofuel crops, processed by first-generation conversion techniques. *Biomass and Bioenergy*, 34(5), 588-601

Decreto 58.659 de 4 de dezembro de 2012. Programa Paulista de biogás. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2012/decreto-58659-04.12.2012.html>. Acesso em: 20 de junho de 2018.

Decreto 59.038 de 3 de abril de 2013. Programa Paulista de biocombustíveis. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-59038-03.04.2013.html>. Acesso em: 20 de junho de 2018.

Decreto 60.001/2013. Introduz alteração no Regulamento do Imposto sobre Operações Relativas à Circulação de Mercadorias e sobre Prestações de Serviços de Transporte Interestadual e Intermunicipal e de Comunicação - RICMS. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-60001-20.12.2013.html>. Acesso em: 20 de junho de 2018.

Decreto 60.298/2014. Introduz alterações no Regulamento do Imposto sobre Operações Relativas à Circulação de Mercadorias e sobre Prestações de Serviços de Transporte Interestadual e Intermunicipal e de Comunicação - RICMS. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2014/decreto-60298-27.03.2014.html>. Acesso em: 20 de junho de 2018.

DIRETIVA 2006/12/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 5 de abril de 2006, relativa aos resíduos

DIRETIVA 2009/28/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 23 de abril de 2009, relativa à promoção da utilização de energia proveniente de fontes renováveis

EMBRAPA (2014). Embrapa Milho e Sorgo. Disponível em: <http://www.cnpms.embrapa.br/perguntas/colheita2.php>. Acesso em: 15 de janeiro de 2018.

EPA, United States Environmental Protection Agency. Understanding Global Warming Potentials. Disponível em: <https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials>. Acesso em: 04 de maio de 2019.

EPAMIG - Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais (2007). Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Integração Lavoura-Pecuária. Informe Agropecuário. V. 28 - n. 240

EPE - Energy research company (2017). National Energy Balance 2017: Base Year 2016.

Esteves, E. M. M., Esteves, V. P. P., Bungenstab, D. J., Araújo, O. D. Q. F., & Morgado, C. D. R. V. (2018). Greenhouse gas emissions related to biodiesel from traditional soybean farming compared to integrated crop-livestock systems. *Journal of cleaner production*, 179, 81-92.

Esteves, E. M. M., Herrera, A. M. N., Esteves, V. P. P., & Morgado, C. D. R. V. (2019). Life cycle assessment of manure biogas production: A review. *Journal of Cleaner Production*.

Esteves, V. P. P., Esteves, E. M. M., Bungenstab, D. J., Feijó, G. L. D., Araújo, O. D. Q. F., & Morgado, C. D. R. V. (2017). Assessment of greenhouse gases (GHG) emissions from the tallow biodiesel production chain including land use change (LUC). *Journal of Cleaner Production*, 151, 578-591.

Esteves, V.P.P., Esteves, E.M.M., Bungenstab, D.J., Loebmann, D.G.S.W., Victoria, D.C., Vicente, L.E., Araujo, O.Q.F., Morgado, C.R.V. (2016). Land use change (LUC) analysis and life cycle assessment (LCA) of Brazilian soybean biodiesel. *Clean. Technol. Environ. Policy* 18, 1655e1673. <http://dx.doi.org/10.1007/s10098-016-1161-8>.

Fantin, V., Giuliano, A., Manfredi, M., Ottaviano, G., Stefanova, M., & Masoni, P. (2015). Environmental assessment of electricity generation from an Italian anaerobic digestion plant. *Biomass and Bioenergy*, 83, 422-435.

Fazio, S., & Monti, A. (2011). Life cycle assessment of different bioenergy production systems including perennial and annual crops. *Biomass and Bioenergy*, 35(12), 4868-4878.

Figueiredo, E.B., Jayasundara, S., Bordonal, R.O., Berchielli, T.T., Reis, R.A., Wagner-Riddle, C., La Scala Jr., N. (2017). Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. *J. Clean. Prod.* 142, 420-431. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.132>

Firestone, D. (2006). *Physical and Chemical Characteristics of Oils, Fats, and Waxes*, second ed. Am. Oil Chemists' Soc. Press, Champaign, IL, USA. ISBN-13: 978-1-893997-99-8.

Franzluebbers, A.J., Stuedemann, J.A. (2014). Crop and cattle production responses to tillage and cover crop management in an integrated crop-livestock system in the southeastern USA. *Eur. J. Agron.* 57, 62-70. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.05.009>

Fuchsz, M., & Kohlheb, N. (2015). Comparison of the environmental effects of manure- and crop-based agricultural biogas plants using life cycle analysis. *Journal of Cleaner Production*, 86, 60-66.

Galloway, J., Dentener, F., Burke, M., Dumont, E., Bouwman, A. F., Kohn, R. A., ... & Kroeze, C. (2010). The impact of animal production systems on the nitrogen cycle. *Livestock in a changing landscape*, 1, 83-96.

Gaurav, N., Sivasankari, S., Kiran, G. S., Ninawe, A., & Selvin, J. (2017). Utilization of bioresources for sustainable biofuels: A Review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 73, 205-214.

Gazzoni DL, Felici PHN e Coronato RMS. (2006). Balanço energético das culturas de soja e girassol para a produção de biodiesel, in Congresso da Rede Brasileira de Tecnologia de Biodiesel, Proceedings of the 1st Congress of Brazilian Biofuel Network, ABIPTI (Org), Brasília, Brazil, pp.12–17.

German, L.; Schoneveld, G. C.; Pacheco, P. (2011). The social and environmental impacts of biofuel feedstock cultivation: evidence from multi-site research in the forest frontier. *Ecology and Society* 16(3): 24. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04309-160324>

Gil, J., Siebold, M., Berger, T. (2015). Adoption and development of integrated crop-livestock-forestry systems in Mato Grosso Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 199, 394-406. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.008>.

Gomes, C. F. S., & Chaves, M. C. C. (2004). Aplicação da Programação por METAS e Método Lexicográfico ao Método STEM—nova proposta de algoritmo de formulação linear multiobjetivo.

Gonçalves, A. R. (2011). Otimização em ambientes dinâmicos com variáveis contínuas empregando algoritmos de estimação de distribuição.

GSR - Global Status report (2017). Renewables REN 21. Disponível em: http://www.ren21.net/wp-content/uploads/2017/06/17-8399_GSR_2017_Full_Report_0621_Opt.pdf. Acesso em: 20 de junho de 2017.

- Guerra, J. P. M., Coleta, J. R., Arruda, L. C. M., Silva, G. A., & Kulay, L. (2014). Comparative analysis of electricity cogeneration scenarios in sugarcane production by LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(4), 814-825.
- Hajjaji, N., Martinez, S., Trably, E., Steyer, J. P., & Helias, A. (2016). Life cycle assessment of hydrogen production from biogas reforming. *International Journal of Hydrogen Energy*, 41(14), 6064-6075.
- Hausman, C. (2012). Biofuels and Land Use Change: Sugarcane and Soybean Acreage Response in Brazil. *Journal of Environmental and Resource Economics* 51, 163-187. DOI 10.1007/s10640-011-9493-7
- Heitschmidt, R. K., Short, R. E., & Grings, E. E. (1996). Ecosystems, sustainability, and animal agriculture. *Journal of Animal Science*, 74(6), 1395-1405.
- Hermes, C. (2018). Notas de aula. EMC410186 Simulação e Otimização de Sistemas Térmicos. Disponível em: http://www.polo.ufsc.br/fmanager/polo2016/materiais/arquivo72_1.pdf. Acesso em: 17 de julho de 2019.
- Hijazi, O., Munro, S., Zerhusen, B., & Effenberger, M. (2016). Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 1291-1300.
- Hill, J.; Nelson, E.; Tilman, D.; Polasky, S.; Tiffany, D. (2006). Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels. *Proceedings of the National Academy of sciences*, 103(30), 11206-11210.
- Hou, J., Zhang, W., Wang, P., Dou, Z., Gao, L., & Styles, D. (2017). Greenhouse gas mitigation of rural household biogas systems in China: A life cycle assessment. *Energies*, 10(2), 239.
- Hou, J.; Zhang, P.; Yuan, X.; Zheng, Y. (2011). Life cycle assessment of biodiesel from soybean, jatropha and microalgae in china conditions. *Renew Sustain Energy Rev*; 15 (9) pg. 5081–91. doi:10.1016/j.rser.2011.07.048.
- Hufnagel, B.; De Sousa, S. M.; Assis, L.; Guimaraes, C. T.; Leiser, W.; Azevedo, G. C.; ... Magalhaes, J. V. (2014). Duplicate and Conquer: Multiple Homologs of PHOSPHORUS-STARVATION TOLERANCE1 Enhance Phosphorus Acquisition and Sorghum Performance on Low-Phosphorus Soils. *Plant Physiology*, 166(2), 659–677. <http://doi.org/10.1104/pp.114.243949>.

Hungria, M.; Campo, R. J.; Mendes I. C. (2001). Fixação biológica do nitrogênio na cultura da soja – Londrina: Embrapa Soja.

IAEA - International Atomic Energy Agency. (2005). United Nations Department Of Economic And Social Affairs, International Energy Agency, Eurostat And European Environment Agency. ENERGY. Indicators for sustainable development: guidelines and methodologies. Disponível em: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1222_web.pdf. Acesso em: 2 de maio de 2019.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017). Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?=&t=series-historicas>

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6588>. Acesso em: 14 de agosto de 2018.

IEA - International Energy Agency (2018). Disponível em: <https://www.iea.org/renewables2018/>. Acesso em: 04 de fevereiro de 2019.

IMBRAMAQ - Indústria Brasil De Máquinas LTDA. (2019). Catálogo de Tanque De Transporte Combustível e Óleo Diesel . Disponível em: < http://www.comprasnet.gov.br/livre/pregao/download_anexo.asp?ipacod=318492 > Acesso em: 28 de junho de 2019.

IPCC - Intergovernmental Panel on climate change. (2006). In: Agriculture, Forestry and Other Land Use. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol. 4. Hayama, Kanagawa, Japan. Disponível em: www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html. Acesso em: 22 de junho de 2016.

IPCC - Intergovernmental Panel on climate change. (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

Ítavo, C. C. B. F.; Voltolini, T. V.; Ítavo, L. C. V.; Morais, M. G; Franco, G. L. (2011). Confinamento. Produção de caprinos e ovinos no Semiárido. Cap 13. pg. 299-321.

Jadidi, O. M. I. D., Zolfaghari, S., & Cavalieri, S. (2014). A new normalized goal programming model for multi-objective problems: A case of supplier selection and order allocation. International Journal of Production Economics, 148, 158-165.

KAUFMAN, A. A. S., Meier, P. J., Sinistore, J. C., & Reinemann, D. J. (2010). Applying life-cycle assessment to low carbon fuel standards—How allocation choices influence carbon intensity for renewable transportation fuels. *Energy Policy*, v. 38, n. 9, p. 5229-5241.

Kemausuor, F., Kamp, A., Thomsen, S. T., Bensah, E. C., & Østergård, H. (2014). Assessment of biomass residue availability and bioenergy yields in Ghana. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 86, p. 28-37.

Kendall, A e Yuan, J. (2013). Comparing life cycle assessments of different biofuel options. *Current Opinion in Chemical Biology*, v. 17, n. 3, p. 439-443.

Kichel, A. N.; Costa, J. A. A.; Almeida, R. G. (2011). Vantagens da integração lavoura pecuária na recuperação de pastagens degradadas. SIMPÓSIO MATOGROSSENSE DE BOVINOCULTURA DE CORTE - SIMBOV MT, 1, 2011, Cuiabá. Anais... Cuiabá: Jucemil Serafim, 2011. pg. 63-73. Disponível em: http://media.wix.com/ugd/ae91df_de81a1e9e74f4d0683054649f9ba8144.pdf. Acesso em: 22 jul 2015.

Kluthcouski, J. (2017). Estudo de Caso: Fazenda Santa Brígida. XXIII FÓRUM ABAG – INTEGRAÇÃO LAVOURA, PECUÁRIA E FLORESTA. Maringá, 18 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.abag.com.br/media/pdf-foruns/forumXXIII/joao-k-estudo-de-caso-f-s--maringa.pdf>. Acesso em: 14 de maio de 2017.

Kohlhepp, G. (2010). Análise da situação da produção de etanol e biodiesel no Brasil. *Estudos avançados*, 24(68), 223-253.

Körbitz, W. (1999). Biodiesel production in Europe and North America, an encouraging prospect. *Renewable Energy*. v.16, n.1, p. 1078-1083.

Lam MK, Lee KT and Mohamed AR. (2009). Life cycle assessment for the production of biodiesel: A case study in Malaysia for palm oil versus jatropha oil. *Biofuels Bioprod Bioref* 3:601–612.

Lansche, J., & Müller, J. (2012). Life cycle assessment of energy generation of biogas fed combined heat and power plants: environmental impact of different agricultural substrates. *Engineering in Life Sciences*, 12(3), 313-320.

Lazzarotto, J. J.; Hirakuri, M. H. (2011). Evolução e perspectivas de desempenho econômico associadas com a produção de soja nos contextos mundial brasileiro. Londrina: Embrapa Soja Documentos, 319.

Lei nº 13.263 de 23 de março de 2016. Dispõe sobre os percentuais de adição de biodiesel ao óleo diesel comercializado no território nacional.

Lei nº 6361 de 18 de dezembro de 2012. Dispõe sobre a política estadual de gás natural renovável (GNR). Disponível em:

<http://www.agenersa.rj.gov.br/documentos/relatorios/Sessao/s20141127/E120207842012.pdf>.

Acesso em: 20 de junho de 2018.

Lei nº 9.991 de 24 de julho de 2000. Dispõe sobre realização de investimentos em pesquisa e desenvolvimento e em eficiência energética por parte das empresas concessionárias, permissionárias e autorizadas do setor de energia elétrica, e dá outras providências.

Lemaire, G., Franzluebbbers, A., Carvalho, P.C.F., Dedieu, B. (2014). Integrated crop-livestock systems: strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 190, 4-8.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009>.

Lijó, L., Lorenzo-Toja, Y., González-García, S., Bacenetti, J., Negri, M., & Moreira, M. T. (2017). Eco-efficiency assessment of farm-scaled biogas plants. *Bioresource technology*, 237, 146-155.

Lima e Silva, L.F.; Gonçalves, W.M.; Maluf, W.R.; Resende, L.V.; Sarmiento, C.M.; Licursi, V.; Moretto, P. (2017). Energy balance of biodiesel production from canola. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.47, n. 02. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20151084>.

Lin, T.; Rodriguez, L. F.; Shastri, Y. N.; Hansen, A. C.; Ting, K. C. (2014). Integrated strategic and tactical biomass–biofuel supply chain optimization. *Bioresource Technology* 156 (2014) 256–266. doi:10.1016/j.biortech.2013.12.121

Liska, A. J., Yang, H. S., Bremer, V. R., Klopfenstein, T. J., Walters, D. T., Erickson, G. E., & Cassman, K. G. (2009). Improvements in life cycle energy efficiency and greenhouse gas emissions of corn-ethanol. *Journal of Industrial Ecology*, 13(1), 58-74.

Lora, E. S.; Andrade, R. V. (2009). Biomass as energy source in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 13, n. 4, p. 777-788.

Lyng, K. A., Modahl, I. S., Møller, H., Morken, J., Briseid, T., & Hanssen, O. J. (2015). The BioValueChain model: a Norwegian model for calculating environmental impacts of biogas value chains. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(4), 490-502.

- Macari, S.; Carvalho, P. C. F.; Oliveira, L.; Devincenzi, T.; Albuquerque, C.; De Moraes, A. (2011). Recria de borregas sob diferentes métodos de pastoreio em azevém anual em sucessão a lavoura. *Pesq. agropec. bras.* vol.46 no.10 Brasília Oct. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000038>
- Macedo, I. C., Seabra, J. E., & Silva, J. E. (2008). Greenhouse gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: the 2005/2006 averages and a prediction for 2020. *Biomass and bioenergy*, 32(7), 582-595.
- Macedo, M. C. M. (2009). Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, MG, v. 38, pg. 133-146, 2009. Número Especial.
- Machado L. A. Z.; Ceccon, G.; Adegas, F. S. (2011). Integração lavoura-pecuária-floresta: 2- identificação e implantação de forrageiras na integração lavoura-pecuária. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2011. 56 pg. (Embrapa Agropecuária Oeste. Documentos, 111).
- Macombe, C.; Leskinen, P.; Feschet, P; Antikainen, R. (2013). Social life cycle assessment of biodiesel production at three levels: a literature review and development needs. *Journal of Cleaner Production*, 52 (2013), pg. 205–216. doi:10.1016/j.jclepro.2013.03.026
- Mangelsdorf, P. C. (1974). *Corn. Its origin, evolution and improvement* (No. 2. ed.). Belknap Press of Harvard University Press.
- Manochio, C. (2014). Produção de bioetanol de cana de açúcar, milho e beterraba: uma comparação dos indicadores tecnológicos, ambientais e econômicos. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Química)–Universidade Federal de Alfenas. Poços de Caldas, MG.
- Martins, M. F. Introdução à programação linear multiobjetivo. (2017). Dissertação de Mestrado. Universidade de Coimbra.
- Mata, T. M., Martins, A. A., Sikdar, S. K., & Costa, C. A. (2011). Sustainability considerations of biodiesel based on supply chain analysis. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 13(5), 655-671.
- Mehta, P. S., & Anand, K. (2009). Estimation of a lower heating value of vegetable oil and biodiesel fuel. *Energy & Fuels*, 23(8), 3893-3898.

- Menkes, M. (2004). Eficiência energética, políticas públicas e sustentabilidade. Tese de Doutorado da Universidade de Brasília (UnB).
- Meyer-Aurich, A., Schattauer, A., Hellebrand, H. J., Klauss, H., Plöchl, M., & Berg, W. (2012). Impact of uncertainties on greenhouse gas mitigation potential of biogas production from agricultural resources. *Renewable Energy*, 37(1), 277-284.
- Mezzullo, W. G., McManus, M. C., & Hammond, G. P. (2013). Life cycle assessment of a small-scale anaerobic digestion plant from cattle waste. *Applied energy*, 102, 657-664.
- MME- Ministério de Minas e Energia (2018). Disponível em: http://www.mme.gov.br/web/guest/pagina-inicial/outras-noticias/-/asset_publisher/32hLrOzMKwWb/content/energia-limpa-brasil-registra-88-de-fontes-renovaveis-na-producao-de-energia-em-junho. Acesso em: 25 de março de 2019.
- Montzka, S. A.; Dlugokencky, E. J.; Butler, J. H. (2011). Non-CO2 greenhouse gases and climate change. *Nature* 476 (2011), pg. 43–50. doi:10.1038/nature10322.
- Moraes, M. A., Nassar, A. M., Moura, P., Leal, R. L., & Cortez, L. A. B. (2014). Jet biofuels in Brazil: Sustainability challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 40, 716-726.
- Morero, B., Groppelli, E., & Campanella, E. A. (2015). Life cycle assessment of biomethane use in Argentina. *Bioresource technology*, 182, 208-216.
- Mourad AL, Walter A (2011) The energy balance of soybean biodiesel in Brazil: a case study. *Biofuel Bioprod Biorefin* 5:185–197. doi:10.1002/bbb.278
- Muñoz, I, Flury, K., Jungbluth, N., Rigarlsford, G., i Canals, L. M., & King, H. (2014). Life cycle assessment of bio-based ethanol produced from different agricultural feedstocks. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 1, p. 109-119.
- MWPS (2004) Manure Management Systems Series - Manure Characteristics. MWPS-18 Section 1. SECOND EDITION. Disponível em: http://msue.anr.msu.edu/uploads/files/ManureCharacteristicsMWPS-18_1.pdf. Acesso em: 10 de dezembro de 2017.
- Nelson, R.G., Schrock, M.D. (2006). Energetic and economic feasibility associated with the production, processing, and conversion of beef tallow to a substitute diesel fuel. *Biomass Bioenerg.* 30, 584-591. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.09.005>.

Nkoa, R. (2014). Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review *Agron, Sustain. Dev.*, Vol. 34, pp 473-492.

Nogueira, A. R., Donke, A. C., Matsuura, M. D. S., Matai, P. D. S., & Kulay, L. (2014). Use of environmental and thermodynamic indicators to assess the performance of an integrated process for ethanol production. *Embrapa Meio Ambiente-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.

Nogueira, L.A.H. (2011). Does biodiesel make sense? *Energy* 36 (6), 3659-3666.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2010.08.035>.

Oliveira, L. A. M.; Souza, A. E. (2001). Potássio. *Balanço Mineral Brasileiro*.

Oliveira, L. S. (2015). Life cycle assessment of concrete blocks in the Brazilian market: masonry and paving. Doctoral thesis. Universidade de São Paulo.

Osaki, M.; Batalha, M. O. (2011). Produção de biodiesel e óleo vegetal no Brasil: realidade e desafio. *Organizações Rurais & Agroindustriais*, v. 13, n. 2.

Overcash, M. R., Humenik, F. J., & Miner, J. R. (1983). *Livestock waste management. Volume I*. CRC Press, Inc..

Pantuzza Júnior, G. (2011). Métodos de otimização multiobjetivo e de simulação aplicados ao problema de planejamento operacional de lavra em minas a céu aberto.

Paolotti, L., Boggia, A., Castellini, C., Rocchi, L., Rosati, A. (2016). Combining livestock and tree crops to improve sustainability in agriculture: a case study using the Life Cycle Assessment (LCA) approach. *J. Clean. Prod.* 131, 351-363.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.024>.

Parente, E.J.S. (2003). Biodiesel: uma aventura tecnológica num país engraçado. *Tecbio*. v.1.

Pariz, C.M., Costa, C., Crusiol, C.A.C., Castilhos, A.M., Meirelles, P.R.L., Roça, R.O., Pinheiro, R.S.B., Kuwahara, F.A., Martello, J.M., Cavasano, F.A., Yasuoka, J.I., Sarto, J.R.W., Melo, V.F.P., Franzluebbbers, A.J. (2017). Lamb production responses to grass grazing in a companion crop system with corn silage and over sowing of yellow oat in a tropical region. *Agric. Syst.* 151, 1e11. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.11.004>.

Parlamento Europeu. (2019). Atualidade. Disponível em: <https://www.europarl.europa.eu/news/pt/headlines/society/20180305STO99003/reducao-das-emissoes-de-carbono-metas-e-iniciativas-da-uniao-europeia>. Acesso em: 22 de janeiro de 2019.

Patterson, M. G. (1996). What is energy efficiency?: Concepts, indicators and methodological issues. *Energy policy*, 24(5), 377-390.

Patterson, T., Esteves, S., Dinsdale, R., & Guwy, A. (2011). Life cycle assessment of biogas infrastructure options on a regional scale. *Bioresource Technology*, 102(15), 7313-7323.

Pelegrina, G. D. (2017). Uma abordagem baseada em otimização multiobjetivo para o problema de separação cega de fontes. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas.

Pereira, E. M. (2008). O OURO NEGRO. Petróleo e suas crises políticas, econômicas, sociais e ambientais na 2ª metade do século XX. *Outros Tempos*, v.5, n.Dossiê Religião e Religiosidade, p.54 -72.

Pereira, R.G., Tulcan, O.E.P., Fellows, C.E. (2012). Sustainability and mitigation of greenhouse gases using ethyl beef tallow biodiesel in energy generation. *J. Clean. Prod.* 29e30, 269e276. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.01.007>

Petersen, J. E., Elbersen, B., & Fritsche, U. R. (2014). Applying resource efficiency principles to the analysis of EU-27 bioenergy options by 2020—Findings from a recent study for the European Environment Agency. *Biomass and Bioenergy*, v. 65, p. 170-182.

Pinho, D. M. M.; Santos Jr, V. O.; Dos Santos, V. M. L.; Oliveira, M. C. S.; Da Silva, M. T.; Piza, P. G. T.; Pinto, A. C.; Rezende, M. J. C.; Suarez, P. A. Z. (2014). Evaluating the use of EN 14078 for determination of biodiesel in diesel blends sold in the Brazilian market. *Fuel* (2014) vol.136 pg.136. doi:10.1016/j.fuel.2014.07.043

PNEE – Plano Nacional de Eficiência Energética (2019). Premissas e Diretrizes básicas. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/documents/10584/1432134/Plano+Nacional+Efici%C3%Aancia+Energ%C3%A9tica+%28PDF%29/74cc9843-cda5-4427-b623-b8d094ebf863?version=1.1>. Acesso em: 02 de maio de 2019.

Poeschl, M., Ward, S., & Owende, P. (2010). Prospects for expanded utilization of biogas in Germany. *Renewable and sustainable energy reviews*, 14(7), 1782-1797.

Poeschl, M., Ward, S., & Owende, P. (2012a). Environmental impacts of biogas deployment—Part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. *Journal of Cleaner Production*, 24, 168-183.

Poeschl, M., Ward, S., & Owende, P. (2012b). Environmental impacts of biogas deployment—Part II: life cycle assessment of multiple production and utilization pathways. *Journal of Cleaner Production*, 24, 184-201.

Pohlmann, M. (2000). Levantamento de técnicas de manejo de resíduos da bovinocultura leiteira no estado de São Paulo.

Pradhan, A., Shrestha, D. S., Gerpen, J. V., & Duffield, J. (2008). The energy balance of soybean oil biodiesel production: a review of past studies. *Transactions of the ASAE (American Society of Agricultural Engineers)*, 51(1), 185.

Pradhan, A., Shrestha, D. S., McAloon, A., Yee, W., Haas, M., & Duffield, J. A. (2011). Energy life-cycle assessment of soybean biodiesel revisited. *Transactions of the ASABE*, 54(3), 1031-1039.

Raboni, M., & Urbini, G. (2014). Production and use of biogas in Europe: a survey of current status and perspectives. *Revista ambiente & agua*, 9(2), 191-202.

Rajaeifar, M. A.; Ghobadian, B.; Safa, M.; Heidari, M. D. (2014). Energy life-cycle assessment and CO₂ emissions analysis of soybean-based biodiesel: a case study. *Journal of Cleaner Production* 66, pg. 233-241. doi:10.1016/j.jclepro.2013.10.041.

Raucci, G. S.; Moreira, C. S.; Alves, P. A.; Mello, F. F. C.; Frazao, L. A.; Cerri, C. E. P.; Cerri, C. C. (2015). Greenhouse gas assessment of Brazilian soybean production: a case study of Mato Grosso State. *Journal of Cleaner Production* 96, 418- 425. doi:10.1016/j.jclepro.2014.02.064.

Ren, J., Manzardo, A., Mazzi, A., Zuliani, F., & Scipioni, A. (2015). Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 20, n. 6, p. 842-853.

RenovaCalc (2018). Tool for calculating Greenhouse Gas (GHG) emissions from biofuels, according to the methodological framework established by the RenovaBio program. www.anp.gov.br/images/Consultas_publicas/2018/n10/CP10-2018_Calculadora.xlsm. Acesso em: 02 de Janeiro de 2019.

Resolução ANP Nº 8 DE 30/01/2015. Estabelece a especificação do Biometano contida no Regulamento Técnico. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=280722>. Acesso em: 21 de junho de 2018.

Resolução CIMA - Conselho Interministerial do Açúcar e do Alcool. (2015). Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=281774>. Acesso em: 5 de outubro de 2018.

RFA - Renewable Fuels Association (2017). Building Partnerships, Growing Markets. 2017 Ethanol Industry outlook. <https://ethanolrfa.org/wp-content/uploads/2018/02/NECfinalOutlook.pdf>

RFA - Renewable Fuels Association (2018). Ethanol Strong. 2018 Ethanol Industry outlook. <https://ethanolrfa.org/wp-content/uploads/2018/02/NECfinalOutlook.pdf>

Rico, J.A.P., Sauer, I.L. (2015). A review of Brazilian biodiesel experiences. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 45, 513e529. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.028>.

Rincon, L.E., Jaramillo, J.J., Cardona, C.A., 2014. Comparison of feedstocks and technologies for biodiesel production: an environmental and techno-economic evaluation. *Renew. Energy* 69, 479-487. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2014.03.058>.

Rocha, M. H., Capaz, R. S., Lora, E. E. S., Nogueira, L. A. H., Leme, M. M. V., Renó, M. L. G., & del Olmo, O. A. (2014). Life cycle assessment (LCA) for biofuels in Brazilian conditions: a meta-analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 37, 435-459.

Rodriguez-Verde, I., Regueiro, L., Carballa, M., Hospido, A., & Lema, J. M. (2014). Assessing anaerobic codigestion of pig manure with agroindustrial wastes: The link between environmental impacts and operational parameters. *Science of the total environment*, 497, 475-483.

Rodriguez-Verde, I., Regueiro, L., Carballa, M., Hospido, A., & Lema, J. M. (2014). Assessing anaerobic codigestion of pig manure with agroindustrial wastes: The link between environmental impacts and operational parameters. *Science of the total environment*, 497, 475-483.

Russo, V., & von Blottnitz, H. (2017). Potentialities of biogas installation in South African meat value chain for environmental impacts reduction. *Journal of Cleaner Production*, 153, 465-473.

Sá, J. E., Caballero, S., Jantalia, C. P., Soares, L. D. B., Alves, B. J. R., Boddey, R. M., ... & Vilela, L. (2013). Balanço energético da produção de grãos, carne e biocombustíveis em sistemas especializados e mistos. *Embrapa Cerrados-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.

Salton, J.C., Mercante, F.M., Tomazi, M., Zanatta, J.A., Concenço, G., Silva, W.M., Retore, M., 2014. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: toward a sustainable production system. *J. Clean. Prod.* 190, 70-79. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.023>.

Sanches, A. L. R. (2018). Mudanças estruturais no mercado brasileiro de milho: Impactos na oferta, avaliação do armazenamento sob condições de incerteza e assimetria de transmissão de preços. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

Scarpetta, A. (2014). Avaliação da viabilidade econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente da biodigestão de dejetos suínos.

Schuster, M.Z., Pelissari, A., de Moraes, A., Harrison, S.K., Sulc, R.M., Lustosa, S.B., Anghinoni, I., Carvalho, P.C. (2016). Grazing intensities affect weed seedling Econ. Environ. 232, 232-239. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.005>.

Seabra, J. E., Macedo, I. C., Chum, H. L., Faroni, C. E., & Sarto, C. A. (2011). Life cycle assessment of Brazilian sugarcane products: GHG emissions and energy use. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 5(5), 519-532.

Secchi, A. (2015). COQ-897–Otimização de processos. Apostila do Curso de Engenharia Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro–UFRJ. Rio de Janeiro.

Sentelhas, P. C.; Battistim R.; Câmara, G. M. S.; Farias, J. R. B., Hampf, A. C. Nendel, C. (2015). The soybean yield gap in Brazil – magnitude, causes and possible solutions for sustainable production. *Journal of Agricultural Science* (2015), 153, 1394–1411. doi:10.1017/S0021859615000313

Sheehan, J.; Camobreco, V.; Duffield, J.; Graboski, M.; Shapouri, H. (1998). Life Cycle Inventory of Biodiesel and Petroleum Diesel for Use in an Urban Bus. Final report. National Renewable Energy Lab., Golden, CO (US).

SIDRA IBGE (2017). Sistema do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) de Recuperação Automática. Produção Agrícola Municipal. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/1612>. Acesso em: 24 de janeiro de 2019.

Silalertruksa, T., & Gheewala, S. H. (2012). Environmental sustainability assessment of palm biodiesel production in Thailand. *Energy*, 43(1), 306-314.

SILVA, A. C.; LIMA, E. P. C.; BATISTA, H. R. (2011). A importância da soja para o agronegócio brasileiro: uma análise sob o enfoque da produção, emprego e exportação. V Encontro de Economia Catarinense. Crescimento e Sustentabilidade. 28 e 29 de abril de 2011. Disponível em:
http://www.apec.unesc.net/V_EEC/sesoes_tematicas/Economia%20rural%20e%20agricultura%20familiar/A%20IMPORT%C3%82NCIA%20DA%20SOJA%20PARA%20O%20AGRONEG%C3%93CIO%20BRASILEIRO.pdf. Acesso em: 18 nov 2015.

SNA – Sociedade Nacional de Agricultura (2019). Disponível em: <https://www.sna.agr.br/>. Acesso em: 29 de julho de 2019.

Solomon, B. D., Banerjee, A., Acevedo, A., Halvorsen, K. E., & Eastmond, A. (2015). Policies for the sustainable development of biofuels in the Pan American region: A review and synthesis of five countries. *Environmental management*, 56(6), 1276-1294.

SOUSA, D. M. G.; VILELA, L.; LOBATO, E.; SOARES, W. V. (2001). Uso de gesso, calcário e adubos para pastagens no Cerrado. Circular técnica nº 12. pg. 1-22. Embrapa Cerrados.

Souza, D. P. H. D. (2003). Avaliação de métodos paramétricos e não paramétricos na análise da eficiência da produção de leite (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

Tan, R. R., Ballacillo, J. A. B., Aviso, K. B., & Culaba, A. B. (2009). A fuzzy multiple-objective approach to the optimization of bioenergy system footprints. *Chemical Engineering Research and Design*, 87(9), 1162-1170.

Tavares, D. C. (2012). Estudo do efeito das misturas de óleos de pinhão manso, de fritura e sebo bovino na produção de biodiesel.
<https://tede.ufrj.br/jspui/bitstream/jspui/1538/2/2012%20-%20Doralice%20Chagas%20Tavares.pdf>

Tonini, D., Hamelin, L., Alvarado-Morales, M., & Astrup, T. F. (2016). GHG emission factors for bioelectricity, biomethane, and bioethanol quantified for 24 biomass substrates with consequential life-cycle assessment. *Bioresource technology*, 208, 123-133.

Turon, V., Trablya, E., Fouilland, E., Steyer J-P. (2016). Potentialities of dark fermentation effluents as substrates for microalgae growth: A review. *Process Biochemistry* 51 - 1843–1854

UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change. (1994).

Urquiaga, S., Alves, B. J. R., & Boodey, R. M. (2005). Produção de biocombustíveis A questão do balanço energético. *Revista de política agrícola*, 14(1), 42-46.

USDA - United States Department of Agriculture (2017). Foreign Agricultural Service. Livestock and Poultry: World Markets and Trade). Disponível em: https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry.pdf. Acesso em: 20 de outubro de 2017.

Vadenbo, C., Tonini, D., & Astrup, T. F. (2017). Environmental multiobjective optimization of the use of biomass resources for energy. *Environmental science & technology*, 51(6), 3575-3583.

Vadenbo, C., Tonini, D., Burg, V., Astrup, T. F., Thees, O., & Hellweg, S. (2018). Environmental optimization of biomass use for energy under alternative future energy scenarios for Switzerland. *Biomass and Bioenergy*, 119, 462-472.

Van Stappen, F., Mathot, M., Decruyenaere, V., Lories, A., Delcour, A., Planchon, V., ... and Stilmant, D. (2016). Consequential environmental life cycle assessment of a farm-scale biogas plant, *Journal of environmental management*, Vol. 175, pp 20-32.

Vasconcelos, I. M.; Campello, C. C.; Oliveira, J. T. A.; Carvalho, A. F. U.; De Sousa, D. O. B.; Maia, F. M. M. (2006). Brazilian soybean *Glycine max* (L.) Merr. Cultivars adapted to low latitude regions: seed composition and content of bioactive proteins <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042006000400012>

Vedenov, D., & Wetzstein, M. (2008). Toward an optimal US ethanol fuel subsidy. *Energy Economics*, 30(5), 2073-2090.

Vlachos, C. E.; Mariolis, N. A.; Skaracis, G. N. A comparison of sweet sorghum and maize as first-generation bioethanol feedstocks in Greece. *The Journal of Agricultural Science*, v. 153, n. 5, p. 853-861, 2015.

Vu, T. K. V., Vu, D. Q., Jensen, L. S., Sommer, S. G., & Bruun, S. (2015). Life cycle assessment of biogas production in small-scale household digesters in Vietnam. *Asian-Australasian journal of animal sciences*, 28(5), 716.

Wang, M. Q., Han, J., Haq, Z., Tyner, W. E., Wu, M., & Elgowainy, A. (2011). Energy and greenhouse gas emission effects of corn and cellulosic ethanol with technology improvements and land use changes. *Biomass and Bioenergy*, 35(5), 1885-1896.

Wang, Y., Dong, H., Zhu, Z., Liu, C., & Xin, H. (2014). Comparison of air emissions from raw liquid pig manure and biogas digester effluent storages. *Transactions of the ASABE*, 57(2), 635-645.

WEC - World Energy Council (2016). *RESOURCES 2016*. Disponível em: <https://www.worldenergy.org/wp-content/uploads/2016/10/World-Energy-Resources-Full-report-2016.10.03.pdf>. Acesso em: 29 de abril de 2019.

Weiss, F., & Leip, A. (2012). Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: a life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agriculture, ecosystems & environment*, 149, 124-134.

Whiting, A., & Azapagic, A. (2014). Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion. *Energy*, 70, 181-193.

Wyatt, V. T., Hess, M. A., Dunn, R. O., Foglia, T. A., Haas, M. J., & Marmer, W. N. (2005). Fuel properties and nitrogen oxide emission levels of biodiesel produced from animal fats. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 82(8), 585-591.

Yazdani, M., & Pirpour, H. (2018). Evaluating the effect of intra-industry trade on the bilateral trade productivity for petroleum products of Iran. *Energy Economics*.

Zanghelini, G. M., Cherubini, E., & Soares, S. R. (2018). How multi-criteria decision analysis (mcda) is aiding life cycle assessment (LCA) in results interpretation. *Journal of cleaner production*, 172, 609-622.

Zhang, S., Bi, X. T., & Clift, R. (2015). Life cycle analysis of a biogas-centred integrated dairy farm-greenhouse system in British Columbia. *Process Safety and Environmental Protection*, 93, 18-30.

Zimmer, A. H.; Verzgnassi, J. R.; Laura, V. A.; Valle, C. B., Jank, L.; Macedo, M.C.M. (2007). Escolha das forrageiras e qualidade de sementes. In: *CURSO DE PASTAGENS*, Campo Grande. Apostila. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte. pg. 22-47.

Zimmer, A.H.; Almeida, R.G.; Vilela, L., Macedo, M.C.M; Kichel, A.N. (2011). Uso da ILP como estratégia na melhoria da produção animal. In: *SIMPAPASTO - Simpósio de Produção Animal a Pasto*. Eds. Cecato, U.; Barbosa, M.A.A.F.; Galbeiro, S. Paris, W. Greco, F.C.A.R.; Viages, C.S; Teixeira, S. Maringá, Anais. Maringá, 2011.

ANEXOS

ANEXO I

Clean Techn Environ Policy (2016) 18:1655–1673
 DOI 10.1007/s10098-016-1161-8



ORIGINAL PAPER

Land use change (LUC) analysis and life cycle assessment (LCA) of Brazilian soybean biodiesel

Victor Paulo Peçanha Esteves¹ · Elisa Maria Mano Esteves² ·
 Davi José Bungenstab³ · Daniel Gomes dos Santos Wendriner Loebmann⁴ ·
 Daniel de Castro Victoria⁴ · Luiz Eduardo Vicente⁴ ·
 Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo¹ · Cláudia do Rosário Vaz Morgado²

Received: 22 November 2015 / Accepted: 19 March 2016 / Published online: 2 April 2016
 © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2016

Abstract Biodiesel is an alternative to tackle global warming, especially for reducing greenhouse gases (GHG) emissions when replacing fossil fuels. However, it can compete for land with food production. Brazil is a global player on soybeans farming and most of the biodiesel produced in the country comes from it. This work proposes a new approach to evaluate its impact, associating land use change (LUC) analysis with life cycle assessment (LCA) in a representative Brazilian soybeans farming zone. LUC assessment used Landsat satellite imagery analysis from the years 1993 and 2013, and intergovernmental panel on climate change (IPCC) guidelines to estimate GHG emissions. LCA was based on field data collection processed with SimaPro[®]. Results show that the increment on annual GHG emissions per hectare, derived from the apportioning total emissions for the period studied, was 50.16 kg CO₂ eq ha⁻¹ y⁻¹. From this increment, 97.1 % come from LUC, being the largest share from converting pastures to soybeans farming (81.2 % of the total emissions). However, in the area, a large share of converted pastures are degraded, acting as source of emissions, not as sink as

considered by IPCC. At the same time, practices like no-tillage make soybeans a carbon sink. Therefore, results could change if alternative approaches were to be adopted, being a challenge for future work. Therefore, when considering biodiesel from soybeans, a close regard to local land use dynamics is essential to evaluate impacts. Besides, promoting more efficient use of land already cleared with the goal to avoid deforestation can turn biodiesel into a sustainable renewable energy source.

Keywords Soybean biodiesel · CO₂ emissions · Global warming · LUC · LCA

Introduction

The global energy mix is still based on fossil fuels; however, the use of fuels from renewable sources (biofuels) is increasing, mainly in the transportation sector. This growth is related to policies establishing mandatory quotas for biofuel blends in petroleum fuels, as well as public subsidies and tax breaks for its production (Bringezu et al. 2012).

Despite a 10 % production decrease between 2010 and 2011, biodiesel (BD) consumption in Europe grew between

✉ Victor Paulo Peçanha Esteves
 victoresteves@poli.ufjf.br

Por questões de copyright, o artigo completo encontra-se no link <https://link.springer.com/article/10.1007/s10098-016-1161-8>



Assessment of greenhouse gases (GHG) emissions from the tallow biodiesel production chain including land use change (LUC)



Victor Paulo Peçanha Esteves^{a,*}, Elisa Maria Mano Esteves^b, Davi José Bungenstab^c,
Gelson Luís Dias Feijó^c, Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo^a,
Cláudia do Rosário Vaz Morgado^b

^a Program in Chemical and Biochemical Process Technology (TPQB), Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

^b Environmental Engineering Program (PEA), Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

^c National Center for Beef Cattle Research (CNPCC), Brazilian Agricultural Research Corporation (Embrapa), Campo Grande, MS, Brazil

ARTICLE INFO

Article history:
Received 11 November 2016
Received in revised form
8 March 2017
Accepted 9 March 2017
Available online 16 March 2017

Keywords:
Tallow biodiesel
Life cycle assessment
Inventory allocation
Land use change
Greenhouse gases emissions
Livestock

ABSTRACT

Economic uncertainties and environmental constraints regarding fossil fuels have encouraged initiatives for renewable energy sources and assessment of their life cycle impacts. Brazil ranks second worldwide in biodiesel production, despite the relatively recent organization of its national chain, marked by the creation of the National Program for Biodiesel Production and Use (PNPB). The Central-West region is responsible for the largest share of biodiesel production (44.4%) and the largest cattle slaughter (37.5%). In this scenario, beef tallow has great potential for expansion of biodiesel production, since it is a byproduct of the chain that, when not properly disposed, presents a considerable environmental burden. This work presents a method for assessing environmental performance that integrates life cycle assessment (LCA) with land use change (LUC) for analysis of the tallow biodiesel production chain. The results are given in terms of increment in annual greenhouse gases (GHG) emissions per hectare related to local tallow biodiesel. The system's boundary covers a representative major cattle farming area in Central-West Brazil. For the LCA segment of the method, five inventory allocations were considered: (i) without allocation, (ii) mass, (iii) market value, (iv) energy and (v) an "average allocation", calculated as the mean of mass, market value and energy. The last one is a novel approach proposed in this work, aggregating all the others, which separately result in under or over estimation of impacts. Using the "average allocation", the increment in annual GHG emission per hectare from tallow biodiesel production, is 43.2 kg CO₂eq ha⁻¹ y⁻¹. This value is 17% less than the emission increment due to soybean biodiesel (50.2 kg CO₂eq ha⁻¹ y⁻¹). LUC is responsible for 96% of the emission assessed, which demonstrates the importance of including LUC assessment in life cycle assessment of tallow biodiesel. According to the sensitivity analyses performed, changes from crop to pasture have superior environmental performance among the investigated options. Land use management is essential to preserve the remaining natural areas, making tallow biodiesel more sustainable.

© 2017 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Por questões de copyright, o artigo completo encontra-se no link:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617304985>



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Cleaner Production

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jclepro

Greenhouse gas emissions related to biodiesel from traditional soybean farming compared to integrated crop-livestock systems



Elisa Maria Mano Esteves ^{a,*}, Victor Paulo Peçanha Esteves ^b, Davi José Bungenstab ^c,
Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo ^b, Cláudia do Rosário Vaz Morgado ^a

^a Environmental Engineering Program (PEA), Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

^b Program in Chemical and Biochemical Process Technology (TPQB), Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

^c National Center for Beef Cattle Research (CNPGC), Brazilian Agricultural Research Corporation (Embrapa), Campo Grande, MS, Brazil

ARTICLE INFO

Article history:

Received 5 January 2017

Received in revised form

16 November 2017

Accepted 29 December 2017

Available online 11 January 2018

Keywords:

Biodiesel

Soybean

Greenhouse gases (GHG) emissions

Life cycle assessment (LCA)

Integrated crop-livestock system (ICLS)

ABSTRACT

Biodiesel has great potential to reduce greenhouse gas emissions, as an alternative to fossil diesel. However, its production occurs under different agricultural systems, with different levels of emissions in the farming phase. Integrated crop-livestock systems can play an important role in this sense, since they combine livestock with crop farming, optimizing land and input usage, with good potential to reduce total emissions from energy and food agriculture. This study compares integrated crop-livestock systems with traditional soybean farming systems regarding biodiesel production, through life-cycle assessment. Additionally, it compares different integrated crop-livestock systems in Central Brazil, to evaluate their impact regarding greenhouse gas emissions. The life cycle assessment performed adopts two approaches to apportion the farming phase emissions (sub-process division and system expansion), as well as two functional units (emissions per hectare and per kilogram of biodiesel). The system expansion approach appears to be the most suitable because the studied agropastoral systems have strong reciprocal relationship and exchange of benefits among the different farming activities. This approach also considers co-products as avoided products, showing that the whole integrated system is environmentally more attractive due to negative emissions. When analyzing only biodiesel production, results show no substantial difference between traditional and integrated systems. Therefore, the factors with the greatest impact on biodiesel production, concerning GHG emissions, are the frequency of rotation (pasture/crop) and type of management in the agricultural system.

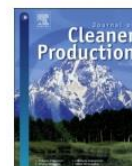
© 2018 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Por questões de copyright, o artigo completo encontra-se no link:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617332560>



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Cleaner Production

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jclepro

Review

Life cycle assessment of manure biogas production: A review

Elisa Maria Mano Esteves*, Ana Maria Naranjo Herrera, Victor Paulo Peçanha Esteves, Cláudia do Rosário Vaz Morgado

*Environmental Engineering Program (PEA), Federal University of Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, Brazil*

ARTICLE INFO

Article history:

Received 21 May 2018
 Received in revised form
 6 February 2019
 Accepted 9 February 2019
 Available online 11 February 2019

Keywords:

Life cycle assessment
 Biogas
 Manure
 Literature review

ABSTRACT

Manure is a livestock residue that causes high environmental burdens in different categories. Its usage in biogas production is an environmentally beneficial way not only to reduce these impacts, but also to produce energy and biofertilizers. Although manure has low energy value and low biogas conversion efficiency, it is indicated for use in co-digestion with other substrates to produce biogas. The present work provides a systematic review of studies that have analyzed the production cycle of biogas from manure around the world, to detect and compare the critical points of the life cycle assessment (LCA) steps defined by the International Standardization Organization (ISO), as well as the biogas process steps. The critical points related to LCA structure in the analyzed articles involve the different boundaries considered, since the initial stage varies from one that considers only the input of raw material in the digestion process, to the one that considers the upstream steps to obtain the substrate. Despite this, the comparison of LCA structure in the analyzed articles is possible, since the ISO standards contain well-defined parameters and steps. The critical points in biogas production processes involve different variables in regional case studies, such as climate, raw material availability, transportation distance, source of inputs and energy, plant location and technological development level, hindering comparison between studies. In relation to the level of technologies, no details of industrial steps were observed in the LCA studies of manure biogas. In spite of the difficulty, comparison between stages is developed in this work to allow careful evaluation of critical points and environmental impacts, and consequently to help establish regional sustainability strategies for the production of biogas from manure.

© 2019 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Por questões de copyright, o artigo completo encontra-se no link:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652619304809>

ANEXO V

Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems, Rio de Janeiro 28.-31.1.2018

SDEWES.LA2018.0050

Life Cycle Assessment of Biogas Production Based on Cattle Manure: Case Study in Central Brazil

A.M. Naranjo Herrera*, E.M. Mano Esteves, C. Morgado

Federal University of Rio de Janeiro, Brazil (*ana.naranjoh@poli.ufrj.br)

Abstract

Global reserves of natural gas will not last longer than 53 years. This indicates an urgent need to obtain new gas sources to meet future demand. Anaerobic digestion (AD) is a technically feasible and economically suitable method to make biogas. Among the principal biogas feedstocks are solid wastes, sludge and manure. In the case of dung, Central Brazil deserves mention, since this region is the largest producer and exporter of beef, an activity that is responsible for 70% of Brazilian methane emissions. This article reports the development of a regional life cycle assessment of bovine manure biogas production to assess its contribution to Greenhouse gas emissions, as a way to mitigate emissions from the manure produced from beef cattle breeding. The method includes use of Intergovernmental Panel on Climate Change emissions data and processing with the SimaPro 8.0 Life Cycle Assessment software. The boundaries of the study included stages of management and transport of manure, production of biogas in the AD plant, use of biogas in a combined heat and power (CHP) plant to generate electricity and heat, which can be reutilized to power the AD plant. The AD plant's activities had the largest impact (55%). The reuse of heat and electricity from the CHP plant in the AD plant provided a benefit of 6.7% for the whole system. However, the use of electricity and heat from CHP plant corresponds to only 26.1% and 4.7%, respectively, of that necessary to supply the AD plant. The rest of the heat is released to the environment for want of another use, and electricity can be used as an alternative for other energy sources, since it has lower emissions than natural gas, hydropower and bioethanol.

KEYWORDS

Cattle manure; Biogas; Greenhouse gas (GHG) emissions; Life Cycle Assessment (LCA); Anaerobic Digestion (AD); Combined heat and power (CHP).

INTRODUCTION

Renewable energies have become vital elements for rural electrification and clean-up policies in many countries due to the depletion of fossil resources and the pollution they produce. Among the renewable energy sources, biomass represents 73% of the total renewable primary energy supply in the world [1].

Global reserves of proven natural gas fell slightly in 2015, judged sufficient to meet 52.8 years at current consumption levels [2]. This indicates an urgent need to obtain a new alternate gas sources to meet the future demand, since gas is a widely used energy source, mainly to generate heat and electricity, and for cooking.

The interest in anaerobic digestion (AD) and biogas production technology has grown rapidly since the 1970s [3]. The growth has occurred mainly due to: (a) the increasing importance of renewable energy to reduce greenhouse gas (GHG) emissions [4, 5]; (b) the need for sustainable management of organic waste [6, 7], with reduction of its disposal in landfills [8, 9]; and (c) increases of energy prices with depletion of fossil fuels.

The anaerobic digestion process was mentioned for the first time 1776 by Alessandro Volta [10]. Biogas plants can be fed with numerous raw materials, including agropastoral, industrial and domestic byproducts and wastes

Cattle manure is one of the feedstocks for biogas production. In agropastoral systems, livestock is responsible for 18% of worldwide emission of carbon dioxide equivalent (CO₂eq) [11], especially because of enteric fermentation and manure management.

Global beef consumption has increased in recent decades and Brazil has become the second major producer [12] and the largest exporter of beef. Of the country's five official regions, the Central-West has the largest cattle herd (Figure 1), with for more than 75 million head, 34% of the national total (218 million).

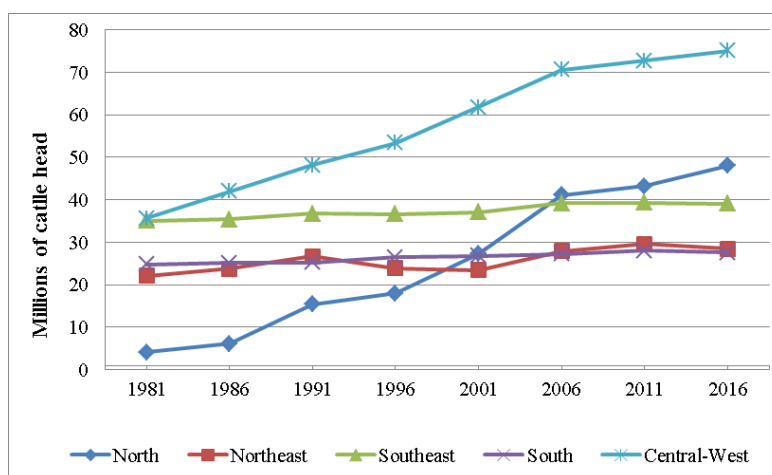


Figure 1. Cattle head evolution in Brazil, by region.

Source: [13]

Despite the herd growth, grazing areas expanded by only 4% nationwide, and decreased by 7% in the Central-West between 1975 and 2006 [14], showing a tendency for more intense breeding (confinement instead of extensive grazing) [15]. This is an important trend, because the manure can only be used as feedstock for biogas when animals are kept in feedlots, since if they are grazed extensively, it is uneconomic to collect the manure.

Biogas plants can deliver various types of energy, such as electricity, heat, steam, combined heat and power (CHP), and gas, which can be supplied to the natural gas grid or used as transportation fuel [16, 17]. These characteristics make the production of biogas highly relevant for the political objectives of various countries that are interested in increasing their share of renewable energy production and resource use efficiency [18, 19]. In this sense, several studies have assessed the net environmental impacts of the biogas life cycle, to determine the critical points of the system and implement tools to enhance efficiency [20, 21].

In Brazil, only Cherubini et al. [22] has performed life cycle assessment (LCA) of biogas production, and the analysis was done based on swine manure feedstock. Considering the large-scale impact of cattle production in Brazil, this article reports a regional life cycle assessment of bovine manure biogas production to assess its contribution to regional GHG emissions.

METHODOLOGY

Greenhouse gas (GHG) emission is the most important category to quantify the global environmental impact of human activities [23] in a LCA study. This study was carried out in accordance with ISO 14044 method [24], using data from Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories —Tier 2 [25] and the SimaPro 8.0 LCA software for data processing.

The calculation is focused on GHG emissions per area in the Dourados micro-region (DMR), a representative cattle farming region in Mato Grosso do Sul, third largest beef producing state in Brazil [15].

All the emissions were calculated for one cubic meter of biogas produced and multiplied by the quantity of biogas produced from the total manure generated from confined cattle slaughtered in 2016 in the selected micro-region. As this study has regional scope, all the emissions were then divided by the total area of Dourados.

The boundaries of the study included stages of manure management (divided in pit storage below animal confinement and manure storage in open tanks), transportation, anaerobic digestion (AD), use of biogas in a

combined heat and power (CHP) plant, and the use of part of this energy (electricity and heat) to power the AD plant (Figure 2). The rest of electricity is available to be used in other system.

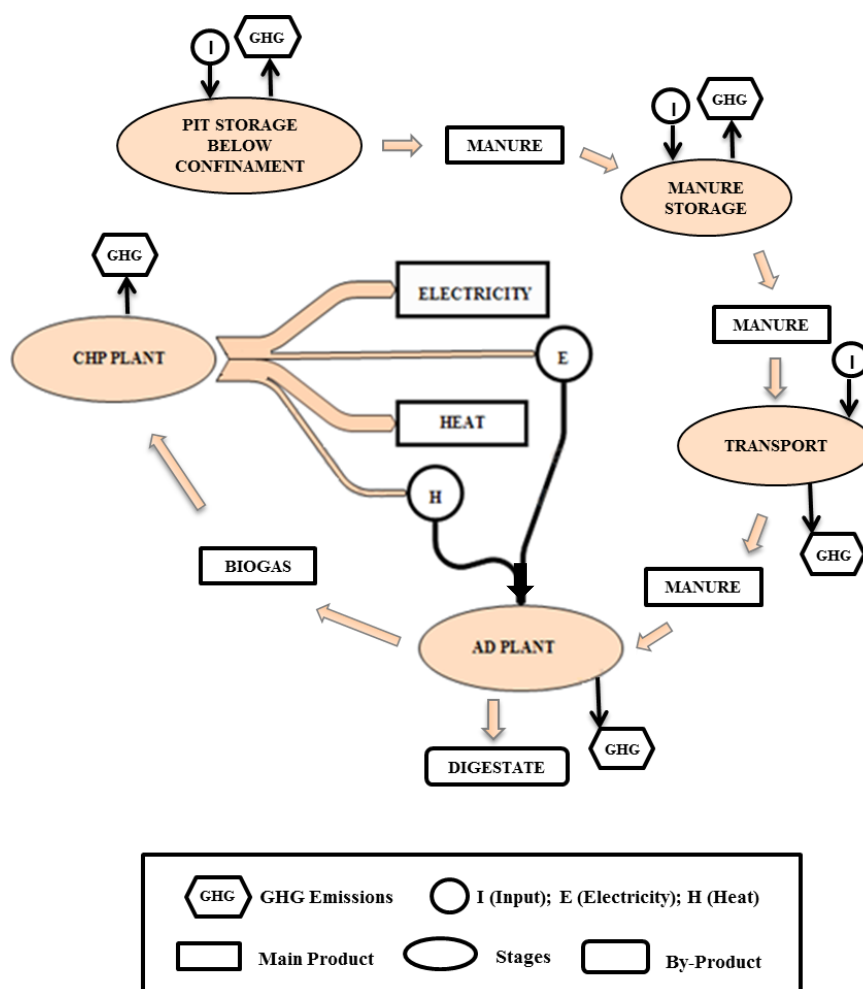


Figure 2. Life cycle of biogas production from manure.

Since the manure is a residue from confined cattle farming it was considered emissions related to manure management, which were calculated for total young and adult cattle slaughtered.

The total herd size was obtained from [15], distributed in two age ranges (24 to 36 and more than 36 months). This work considered only a percentage of the total herd, corresponding to the confined beef cattle for slaughter.

Although Mato Grosso do Sul is one of the country's leading states in terms of cattle herd, it does not have a biogas plant that utilizes manure as raw material. For this study, it was considered biogas plants with capacity to support 100% of the manure produced in the micro-region.

The manure transported from the storage place to the AD plant was calculated in tonne-kilometers (tkm). The distance considered was the average distance between the micro-region's centroid and the centroid of each municipality where the AD plants are located.

Data for LCA of anaerobic digestion and combined heat and power (CHP) plants were averages obtained from literature data, specifically from [21, 26, 27]. Besides biogas, AD plants produce digestate, an organic fertilizer for crops [28], as depicted in Figure 2.

Method to calculate GHG emissions due to manure management

For calculation of GHG emissions due to animal confinement, it was only considered emissions from manure management, following the IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories—Tier 2 [25]. Enteric fermentation emissions were excluded from the analysis since the manure is a residue from beef cattle breeding.

The enteric fermentation emissions have to be attributed to the products of animal after slaughter, not to the process residue (manure).

According to [25], manure management results in methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) emissions, with the relative portions varying significantly among types of management system used. This method was used to determine emissions from two steps of manure management: pit storage below animal confinement areas and manure storage.

The methane emission for a livestock category from manure management (EF_{CH₄ (mm)}), expressed in kilograms of CO₂ per animal per year, is obtained by applying Equation 1.

$$E_{CH_4 (mm)} = (VS \times D) \times \left[B_0 \times 0.67 \times \frac{MCF}{100} \times MS \right] \times 25 \quad (1)$$

Where:

E_{CH₄ (mm)} is the methane emission from manure management, expressed in kg CO₂eq [animal]⁻¹ y⁻¹

VS is the daily volatile solid excreted, measured in kg dry matter [animal]⁻¹ per day

D is the basis for calculating VS production from confined animals, expressed in days per year (varies according to the manure management system and the local temperature).

B₀ is the maximum methane production capacity for manure, expressed in m³ CH₄ kg⁻¹ of VS excreted

0.67 is the conversion factor from m³ of CH₄ to kilograms of CH₄

MCF is the methane conversion factor for manure management system (varies according to manure management system and local temperature).

MS is the fraction of manure handled using manure management system.

The factor 25 is the global warming potential (GWP) for 100 years of CH₄ according to the [29], used to convert the emissions result into kilograms of carbon dioxide equivalent.

The daily volatile solid excreted (VS), expressed in kg dry matter per animal per day, is obtained by applying Equation 2.

$$VS = \left[GE \times \left(1 - \frac{DE\%}{100} \right) + (UE \times GE) \right] \times \left[\frac{1 - ASH}{18.45} \right] \quad (2)$$

Where:

GE is the gross energy intake, MJ day⁻¹

DE% is the digestibility of the feed, in percent

(UE × GE) is the urinary energy, expressed as a fraction of GE.

ASH is the ash content of manure, calculated as a fraction of dry matter feed intake.

18.45 is the conversion factor for dietary GE per kg of dry matter (MJ kg⁻¹). This value is relatively constant across a wide range of forage and grain-based feeds commonly consumed by livestock.

Tier 2 emissions require feed intake, which is typically expressed in terms of gross energy (GE). This work considered animals in a “stall” situation, confined to small areas, which results in very little energy expended to acquire feed. Beside this, the region studied is in a tropical zone (Center-West of Brazil), where energy demand for animal maintenance is lower. As shown in Equation 3, the GE requirement, expressed in mega joules per day, is derived based on the summed net energy requirements and the energy availability characteristics of the feed(s).

$$GE = \left[\frac{NE_m + NE_{work}}{REM} \right] / \left[\frac{DE\%}{100} \right] \quad (3)$$

Where:

NE_m is the net energy required by the animal for maintenance, in MJ day⁻¹

NE_{work} is the net energy for work, MJ day⁻¹

REM is the ratio of net energy available in feed for maintenance to digestible energy consumed

DE% is the digestible energy, expressed as a percentage of gross energy

The net energy required by the animal for maintenance (NE_m), expressed in mega joules per day, refers to the amount of energy needed to keep animals in equilibrium, according to Equation 4.

$$NE_m = Cf_i \times (\text{Weight})^{0.75} \quad (4)$$

Where:

Cfi is a coefficient which varies for each animal category, in MJ day⁻¹ kg⁻¹.

Weight is the live weight of animal, in kg.

The net energy for work (NE_{work}), expressed in mega joules per day, is used to estimate the energy required for draft power for cattle, according to Equation 5.

$$NE_{work} = 0.10 \times NE_m \times \text{hours} \quad (5)$$

Where:

NE_m is the net energy required by the animal for maintenance, in MJ day⁻¹

hours is the number of hours of work per day

The ratio of net energy available in feed for maintenance to digestible energy consumed (REM) is estimated using Equation 6.

$$REM = [1.123 - (4.092 \times 10^{-3} \times DE\%) + [1.126 \times 10^{-5} \times (DE\%)^2] - \left(\frac{25.4}{DE\%}\right)] \quad (6)$$

Where:

DE% is the digestible energy, expressed as a percentage of gross energy.

There are two N₂O emissions from manure management: direct and indirect. The direct emissions (Ed_{N₂O (mm)}) were calculated based on Equation 7.

$$E_{d \text{ N}_2\text{O (mm)}} = [(N_{ex} \times MS) \times EF_3] \times \frac{44}{28} \times 298 \quad (7)$$

Where:

Ed_{N₂O (mm)} is the direct N₂O emissions from manure management, in kg CO₂eq [animal]⁻¹ y⁻¹

N_{ex} is the annual average N excretion per head, in kg N [animal]⁻¹ y⁻¹

MS is the fraction of total annual nitrogen excretion.

EF₃ is the emission factor for direct N₂O emissions from manure management system, in kg N₂O-N/kg N (varies according to the manure management system and local temperature).

44/28 is the conversion of (N₂O-N) emissions to N₂O emissions.

The factor 298 is the global warming potential (GWP) for 100 years of N₂O, according to [30], used to convert emission results into kilograms of carbon dioxide equivalent.

Annual average N excretion (N_{ex}) is calculated based in Equation 8.

$$N_{ex} = N_{rate} \times \frac{TAM}{1000} \times 365 \quad (8)$$

Where:

N_{rate} is the default N excretion rate, in kg N [1000 kg animal mass]⁻¹ day⁻¹

TAM is the typical animal mass, in kg [animal]⁻¹

Based on tier 2, the indirect N₂O emissions (Ei_{N₂O (mm)}) are due to leaching from manure management, according to Equation 9.

$$E_{i \text{ N}_2\text{O (mm)}} = \left[(N_{ex} \times MS) \times \frac{Frac_{leach}}{100} \right] \times EF_5 \times \frac{44}{28} \times 298 \quad (9)$$

Where:

Ei_{N₂O (mm)} is the indirect N₂O emissions from manure management, in kg CO₂eq [animal]⁻¹ y⁻¹

N_{ex} is the annual average N excretion per head, in kg N [animal]⁻¹ y⁻¹

MS is the fraction of total annual nitrogen excretion.

Frac_{leach} is the percent of managed manure nitrogen losses due to runoff and leaching during solid and liquid storage of manure.

EF₅ is the emission factor for direct N₂O emissions from the manure management system, in kg N₂O-N/kg N.

44/28 is the conversion factor for (N₂O-N) (mm) emissions to N₂O (mm) emissions.

The factor 298 is the global warming potential (GWP) for 100 years of N₂O, according to from [30], used to convert emission results into kilograms of carbon dioxide equivalent.

Allocation Method

According to [24], for multiple output processes it is necessary to apportion emissions among the given products. ISO also recommends avoiding allocation, using sub-process division, where elementary processes can be reorganized into sub-processes for each product, and system expansion, which enlarges system boundaries to include in the inventory all inputs and outputs related to the co-products. This approach also considers co-products as avoided product, and the emissions, to produce the same amount of these products in an alternative production processes, are subtracted from the total emissions.

Besides biogas, the AD plant produces digestate, which has been widely used as an organic fertilizer for crops [28] due to its nitrogen and phosphorus content [31].

It is not possible to divide the production of biogas and digestate into two independent sub-processes because there is no way to evaluate which inputs and outputs pertain to each sub-process. Since the only way to produce digestate is from anaerobic digestion, there is no alternative production process, so it is not possible to use a system expansion approach. Thus, to distribute emission between biogas and digestate, allocation methods were used.

There are three allocation approaches: allocation by mass, by market value and by energy content. Mass allocation includes the simple mass share between the products. Market value and energy content allocations consider the portion of each product, from multiplication between the mass of each product by its market value or energy content.

Because of the large consumer market involved and the real potential for utilization of digestate, economic allocation appears more suitable than energy allocation. Energy allocation is not the most appropriate method, because to digestate is not commonly used for energy production [32]. Thus, the market value approach was adopted for this study.

RESULTS

Calculation of GHG emissions due to manure management

For methane emissions from manure management, the data were taken from [25], namely values for maximum methane production capacity (Bo) and fraction of livestock category (MS) for Latin America region. The values used were 0.1 m³ CH₄ kg⁻¹ for Bo and 1% for Latin American fraction of total annual nitrogen excretion (MS).

The manure management is divided into two steps: pit storage bellow animal confinement and manure storage, thus it were used different methane conversion factors (MCF), respectively 71% and 5%, for warm annual average temperature (26 °C). For calculation of annual volatile solid excreted it were used different time periods (D) for the steps considered:

- Storage in pits for 180 days (during animal confinement);
- Storage in open tanks for 90 days.

For daily volatile solid excreted (VS), it was used digestible energy (DE%) of 75%, which is the percentage adopted for cattle in feedlot systems; urinary energy (UE x GE) of 0.04, which is a typical urinary energy excretion by most ruminants; and ASH of 0.08 for cattle. The gross energy (GE) was calculated based on the net energy required for animal maintenance (NE_m), net energy for work (NE_{work}) ratio of net energy available in feed for maintenance to digestible energy consumed (REM) and digestible energy, expressed as a percentage of gross energy (DE%) . For net energy for maintenance (NE_m), as this study considered only animals under confinement system, the coefficient used was 0.322 MJ day⁻¹ kg⁻¹. The results were differentiated for adult and young cattle, according to which the average live weight of the cattle studied was considered to be 500 kg head⁻¹ and 375 kg head⁻¹ for young cattle.

For the calculations of net energy for work (NE_{work}) , it was used Equation (5) applying the NE_m obtained from Equation 4 and considered a work period of 20 hours per day for adults and 16 hours for young animals.

For REM calculation, using Equation (6), it was considered digestible energy percentage (DE%) of 75%, which is the percentage adopted for cattle in feedlot systems.

The calculations of direct N₂O emissions from manure management were based on Equation (7), where the fraction of total annual nitrogen excretion (MS) used was 1% for Latin America and EF₃ was 0.005 for liquid and solid storage. NEx was obtained from Equation (8), where N_{rate} is 0.36 for other cattle and Latin America [25]. Regional TAM, obtained from [15], is 301.76 kg per animal, which is a figure very close to the 305 kg per animal, indicated by [25].

From Equation 9, indirect N₂O emissions from manure management are calculated, using $\text{Frac}_{\text{leach}} = 0.3$ and $\text{EF}_5 = 0.0075$ [30]. The final emissions from manure management is presented in Table 1.

Table 1. Emissions from Manure management in kg CO₂eq per head.

	Pit storage below confinement area			Manure storage			Total
	EF _{CH4} (mm)	EF _{d N2O} (mm)	EF _{i N2O} (mm)	EF _{CH4} (ms)	EF _{d N2O} (ms)	EF _{i N2O} (ms)	
Young	22.260	0.371	0.004	0.784	0.928	0.004	24.352
Adult	27.756	0.371	0.004	0.977	0.928	0.004	30.041

Calculation of GHG emissions due to anaerobic digestion (AD) and biogas combined heat and power (CHP) plants

The composition of biogas is presented in Table 2. The concentrations of the different substances in the biogas were obtained from [26, 33, 34, 35, 36]. Biogas has losses from digesters and biogas treatment devices [37], so it was considered only 1% of each gas, as emissions from AD process [38].

Table 2. Biogas composition and emissions per m³ of biogas.

Substances	Biogas Composition	
	%	Kg m ⁻³
Methane ^{d,a}	55	0.361
CO ₂ ^{b,c}	30	0.594
H ₂ O ^{b,c}	3	0.029
Oxygen (O) ^c	0.5	0.007
N ₂ ^{b,c}	2	0.023
Carbon monoxide (CO) ^e	0.1	0.001
Ammonium (NH ₃) ^{d,e}	0.5	0.003
Hydrogen (H ₂) ^{d,e}	1	0.001
Hydrogen sulphide (H ₂ S) ^{b,c}	1	0.014
Total	93.1	1.033

^a Boulamanti et al. [26]; ^b Hajjaji et al. [33]; ^c Poeschl et al. [34], ^d Poeschl et al.[35]; ^e Salomon et al. [36].

All the inputs from the industrial steps (AD and CHP plant) were standardized to m³ of biogas produced. Each m³ of biogas produced at the AD plant requires 19.26 kilograms of manure, 285.67 kJ of electricity and 1,564.16 kJ of heat. Together with the biogas, 17.56 kilograms of digestate are produced as by-product. From 1 m³ of biogas, 6,141.88 kJ of electricity and 6,002.27 kJ of heat are produced (Table 3).

Table 3. Inventory data system for industrial faces.

	Unit	Boulamanti et al., (2013)	Whiting et al., (2014)	Stappen et al.,(2016)	Mean
AD plant					
Inputs					
Manure	kg	25,66	24,22	7,91	19,26
Electricity	KJ	370,00	274,05	212,95	285,67
Heat	KJ	1.860,00	1.052,60	1.779,87	1.564,16
Outputs					

Biogas	m ³	1,00	1,00	1,00	1,00
Digestate	kg	25,68	20,33	6,66	17,56
Emissions					
CH ₄	g				3,608
CO ₂	g				5,940
H ₂ O	g				0,288
O	g				0,067
N ₂	g				0,233
CO	g				0,013
NH ₃	g				0,035
H ₂	g				0,009
H ₂ S	g				0,136
CHP plant					
Inputs					
Biogas	m ³	1,00	1,00	1,00	1,00
Outputs					
Electricity	KJ	11.919,19	2.628,37	3.878,06	6.141,88
Heat	KJ	7.151,52	3.600,00	7.255,30	6.002,27
Emissions					
CO	g	6,36		4,82	5,59
CH ₄	g	6,75		1,84	4,30
NO _x	g	10,73		2,57	6,65
N ₂ O	mg	10,33		26,62	18,48
NMVOC	mg	278,11		20,92	149,52
SO ₂	mg	381,41		228,19	304,80

Boulamanti et al. [26] presented CHP inputs for the functional unit of 1 MJ, thus it was necessary a conversion of 19,865 kJ for each m³ to put the inputs in the same functional unit as [33]. Van Stappen et al. [21] realized a co-digestion of different feedstocks to produce biogas and generate energy, and since this work's focus is on biogas produced from bovine manure, it were considered in the analysis only 9.86% of all inputs and outputs.

The emissions from the CHP plant were calculated using SimaPro 8.0 program, for 1 m³ of biogas. The intrinsic emissions of the CHP plant were obtained from the average of the values reported by [21, 26] (Table 3).

Allocation

Digestate contains solid and liquid parts, representing 10% and 90% of the total mass, respectively [7, 39].

The Biogas density is 0.9 kilogram for each cubic meter (kg/m³) [40], while 17.56 kilograms of digestate was produced for each cubic meter of biogas (Table 3). In Brazil, only the solid portion of the digestate is sold, so in this study, only 1.756 kilograms (10%) of the total digestate mass was considered.

The market value of biogas was obtained from multiplying the energy generated (€ 53.82 / MWh) and the ratio between energy generated per meter cubic (0.005 MWh/ m³) [41]. The total of € 0.247 m³ was then divided by the density of biogas (0.9 kg/m³), generating a total of € 0.2741 per kilogram of biogas produced (Table 4).

The market value of digestate varies between R\$ 0.13 and R\$ 0.15 per kilogram of digestate generated. These values were obtained from regional companies. Applying the exchange rate of R\$ 3.74/ € 1.00, produces a value of € 0.0374 per kilogram of digestate. The market value allocation for biogas is 78.96%, (Table 4).

Table 4. Market value allocation.

Mass (kg)	Market Value (€/kg)	Market Allocation (%)
-----------	---------------------	-----------------------

Biogas	0.900	0.2741	78.96
Solid Digestate	1.756	0.0374	21.04

Regional Results

In 2016 a total of 213,682 head of cattle were slaughtered in the Dourados micro-region. In this work, it were considered only 14.5% of this total, which is the proportion of confined cattle in Mato Grosso do Sul [42]. The animals in confinement are distributed in two age ranges: young (24 to 36 months) and adult (more than 36 months).

For manure calculations, it were considered that manure weight corresponds to 6% of the animal weight [43]. The average daily weight gain per head in the micro-region is 1.2 kilograms, so the total quantity of manure generated by an animal in confinement for 180 days before slaughter is given by Equation (10).

$$\text{Manure} = [W_f + (1.2 \times (n - 180))] \times 0.06 \quad (10)$$

Where:

Manure is the daily manure produced from each animal, in kg day⁻¹

W_f is the final animal weight, in kg

1.2 is the daily weight gain, in kg day⁻¹

n is the number of days under confinement

180 is the total days under confinement

0.06 is the manure proportion from animal weight.

From Equation (10), a total of 152,194,145.44 kilograms of manure is obtained in a year. Dividing this total by the number of days in a year, 416,970.26 kilograms of manure per day of confinement was obtained. To obtain the total manure produced per cattle in a year, for each category, the total manure produced, has to be divided by the total herd (42,803 head). Applying the conversion of 0.052 m³ of biogas for each kilogram of manure (1 m³ for each 19.26 kilograms of manure) leads to a total of 7,900,705.17 m³ of biogas per year or 21,645.77 m³ of biogas per day (Table 5).

Table 5. Total amount of manure and biogas produced by young and adult herd in Dourados Micro-region.

	Unit	Young	Adult	Total
Herd	heads	21 703	21 100	42 803
Total manure production	kg/year	62 724 302.16	89 469 843.28	152 194 145.44
Manure production per day	kg/day	171 847.40	245 122.86	416 970.26
Manure production per head	kg/year/head	2 890.08	4 240.08	-
Total biogas production	m ³ /year	3 256 145.09	4 644 560.09	7 900 705.17
Biogas production per day	m ³ /day	8 920.95	12 724.82	21 645.77

Bovine AD plants in Brazil have average capacity of 1,440 m³ biogas per day. The process of 100% of the manure produced in the DMR would require approximately 15 AD plants, or one plant for each municipality.

The total emissions for manure management steps, expressed in kilograms of CO₂ per head, were obtained from Table 1. Thus, to obtain the emissions factor per m³, conversions were carried out. For pit storage below animal confinement area, the emissions were separated for the two age categories (young and adult) considered (Table 6). Thus, the total emissions per head were multiplied by the ratio between kilograms of manure for each m³ (19.26 kg [m³]⁻¹) and the kilograms of manure produced per head (Table 5), for the different categories, obtained from Equation (10).

Manure storage considered the total obtained from Table 1 multiplied by the ratio between kilograms of manure for each m³ of biogas and total manure produced per head (6% of cattle final weight according to age category - 375 kg for young and 500 kg for adult), multiplied by the a storage period of 90 days.

The emissions factors for transport, AD and CHP phases were obtained directly from the Ecoinvent database used by SimaPro 8.0.

The manure had to be transported for 100 kilometers. This distance was obtained from the centroid of the DMR, defined by the non-uniform distribution of cattle in the micro-region, to the centroid of each municipality where AD plants are located. This distance was doubled, considering a conservative assumption that the trucks return empty. Considering a truck of 40 tonnes, from Ecoinvent, the emission over this distance of 200 km is 29.6 kg CO₂ equivalent. The emission factor 0.0143 kg CO₂ equivalent per cubic meter of biogas (Table 6) was obtained, based in the proportion of 19.26 kg of manure for each cubic meter of biogas.

Table 6 presents the emissions factors for each step; total emissions, obtained by multiplying emissions factors by the total amount of biogas produced in the DMR for all steps except transport, which is obtained by multiplying the emissions factor by the total tonnes of manure to be transported to the AD plants (in tkm); total emission per hectare, obtained by dividing the total emissions by total area (3,731,875 ha); and the emissions per hectare considering the biogas market value allocation (78.96%).

Table 6. Greenhouse Gas emissions for Biogas production in Dourados Micro-region, Mato Grosso do Sul, Brazil.

		Emissions Factor	Total Emissions of DMR (kg CO ₂ eq)	Emissions of DMR (kg CO ₂ eq ha ⁻¹)	Allocated emissions (kg CO ₂ eq ha ⁻¹) (78.96%)
Pit storage below confinement	Young	0.1509 kg CO ₂ eq m ⁻³	491,258.81	0.132	0.104
	Adult	0.1278 kg CO ₂ eq m ⁻³	593,603.62	0.159	0.126
Manure Storage	Young	0.0163 kg CO ₂ eq m ⁻³	37,251.01	0.010	0.008
	Adult	0.0136 kg CO ₂ eq m ⁻³	40,300.95	0.011	0.009
Transport	Young	0,0143 kg CO ₂ eq m ⁻³	46,407.88	0.012	0.010
	Adult		66,196.13	0.018	0.014
AD plant	Young	0.2360 kg CO ₂ eq m ⁻³	768,450.24	0.206	0.163
	Adult		1,096,116.18	0.294	0.232
CHP plant	Young	-0.0287 kg CO ₂ eq m ⁻³	-93,581.61	0.025	0.020
	Adult		-133,484.66	0.036	0.028
Total	Young		1,249,786.33	0.335	0.264
	Adult		1,662,732.22	0.446	0.352

Considering the regional emissions, AD has the largest impact with 55.1% within the biogas life cycle, as reported by [35, 44], followed by pit storage with 32.5%, transportation with 3.3% and manure storage with 2.3%. The reuse of heat and electricity from the CHP plant in the AD plant has benefit (negative values) of 6.7% for the whole system, since the electricity and heat used in the AD plant came from the CHP plant.

Young cattle produce less manure, and consequently less biogas, than adults because of their lower final weight (125 kg less) and shorter work period (4 hours less). Thus, adult cattle produce 23% more GHG emissions than young cattle (Table 1) because of the higher manure output. Considering the regional analysis, results shows no significant emissions difference between the age categories.

Manure storage has similar inputs in equations as pit storage below confinement step. However, it has a much lower emissions percentage. This occurs because of the different contribution of methane conversion factors (MCF) for manure management systems: 71% for pit storage and 5% for solid manure storage. Beside this, the times under confinement and storage are different, 180 days and 90 days, respectively, which induces less emission from manure storage when compared with pit storage.

Transport step has the lowest impact on the process (1.6%). A hypothetical situation was simulated for the use of manure, a residue of the livestock process, for an energy generating system. Since the region does not have its own biogas plants, 15 plants were assumed to handle the amount of manure produced in the micro-region, transported over short distances in order not to increase the impact of the residue manure. According to [7], the maximum transport distance for manure with high efficiency must be less than 64 km. This work considered a

maximum transport distance of 100 km, resulting in the lowest total emissions of the system, but not insignificant, since they are greater than 1%. In addition, the emission factor, calculated in SimaPro, was the smallest of the steps analyzed, highlighting the lower contribution of emissions in the system.

Based on the quantity of biogas produced by the AD plants of DMR, the CHP plants would emit 784,151.71 kg CO₂eq per MJ of electricity and 749,579.54 kg CO₂eq per MJ of heat. In turn, the AD plants would avoid emission in CHP plants of 36,471.76 kg CO₂eq per MJ of electricity and 195,335.84 kg CO₂eq per MJ of heat. The needs for heat and electricity to operate the AD plants represent only 26.1% and 4.7%, respectively. Although the AD step reuses energy from the CHP plant, this is the step with the highest emissions from the process.

According to the Ecoinvent database, the generation of energy from CHP causes 10.3 times lower emissions than energy generated by natural gas, 2.8 times lower than hydropower, and 2.2 times lower than ethanol made from sugarcane in Brazil. In turn, the generation of heat from CHP, according the Ecoinvent database, produces emissions 6 times greater than the heat generated from burning wood chips and 2.1 lower than the heat generated by diesel in Brazil.

CHP plants are intended mainly for electricity generation. Thus, a large part of the heat produced from steam cannot be utilized because of losses due to friction, viscosity, bend-on-blade, heat losses from boilers, which are released into the environment [45, 46]. In the case of combined AD and CHP plants, part of the heat can be used in the AD process, reducing this release into the atmosphere.

CONCLUSIONS

This article reported a regional life cycle assessment of bovine manure biogas production in Central Brazil, as a way to mitigate emissions from manure management, a residue from beef cattle breeding. The region analyzed does not have biogas plants using cattle manure as raw material, so the existence was assumed of a sufficient number of AD plants to process regional production of manure.

Manure from different beef cattle age categories presented differences in GHG emissions per head, however regionally, the cattle herd did not present significant emission differences between age categories analyzed. Transportation of manure must be over short distances, because transport by truck over long distances produces GHG emissions that make the use of this residue disadvantageous.

Considering the regional emissions, AD has the largest impact (55%), followed by pit storage, transportation and manure storage. The reuse of heat and electricity from the CHP plant in the AD plant has a benefit of 6.7% for the whole system, since the electricity and heat used in the AD plant came from the combined heat and power plant.

However, the use of electricity and heat from CHP plant corresponds to only 26.1% and 4.7%, respectively, of that necessary to supply the AD plant. The remaining heat is released to the environment for want of another viable use. The electricity can be used as an alternative for other energetic sources, since it has lower emissions than natural gas, hydropower and bioethanol.

REFERENCES

1. Kummamuru, B., Project Officer, World Bioenergy Association (WBA), Global Bioenergy Statistics 2017, 2017.
2. BP, 2016. BP Statistical Review of World Energy), available at: <https://www.bp.com/content/dam/bp/pdf/energy-economics/statistical-review-2016/bp-statistical-review-of-world-energy-2016-full-report.pdf> (accessed: 20.10.17).
3. Bond, T., and Templeton, M, R., History and future of domestic biogas plants in the developing world, Energy for Sustainable Development, Vol. 15, Issue 4, pp 347-354, 2011.
4. BMU, 2007. The Integrated Energy and Climate Programme of the German Government Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear.
5. Ministero Dello Sviluppo Economico. Decreto Ministeriale 6 Luglio 2012 — Incentivi per energia da fonti rinnovabili elettriche non fotovoltaiche. 2017.
6. BMU, 2002. Ordinance on Landfills and Long-Term Storage Facilities and Amending the Ordinance on Environmentally Compatible Storage of Waste from Human Settlements and Biological Waste-Treatment

- Facilities from 24 July 2002 (BGBl. I P. 2807), Last Changed by Article 2 of Regulation from 13 December 2006 (BGBl. I P. 2860). Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, Berlin, Germany, 2002.
7. Poesch, M., Ward, S., and Owende, P., Environmental impacts of biogas deployment e Part II: life cycle assessment of multiple production and utilization pathways, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 24, pp 184-201, 2012b.
 8. EC, 2009. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the Promotion of the use of Energy from Renewable Sources.
 9. EC, 2008. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on Waste.
 10. Nkoa, R., Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review *Agron, Sustain. Dev.*, Vol. 34, pp 473-492, 2014.
 11. De Vries, M., and de Boer, I. J., Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments, *Livestock science*, Vol. 128, Issue 1, pp 1-11, 2010.
 12. USDA, 2017. United States Department of Agriculture. Foreign Agricultural Service. *Livestock and Poultry: World Markets and Trade*, available at: https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry.pdf (accessed: 20.10.17).
 13. IBGE, 2017. Brazilian Institute of Geography and Statistic (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Aggregated data bank (in Portuguese), available at: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/tabelas> (accessed: 20.10.17).
 14. IBGE, 2016. Brazilian Institute of Geography and Statistic (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Historical Series and Statistics (in Portuguese), available at: <http://serieestatisticas.ibge.gov.br> (accessed: 20.06.2017).
 15. Esteves, V. P. P., Esteves, E. M. M., Bungenstab, D. J., Feijó, G. L. D., Araújo, O. D. Q. F., and Morgado, C. R. V., Assessment of greenhouse gases (GHG) emissions from the tallow biodiesel production chain including land use change (LUC). *Journal of Cleaner Production*, Vol. 151, pp 578-591, 2017.
 16. Olugasa, T. T.N., Odesola, I. F., and Oyewola, M.O., Energy production from biogas: A conceptual review for use in Nigeria, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 32, pp 770–776, 2014.
 17. Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., and González-García, S., Anaerobic digestion of different feedstocks: Impact on energetic and environmental balances of biogas process, *Science of the Total Environment*, Vol. 463–464, pp 541–551, 2013.
 18. Fuchsz, M., and Kohlheb, N., Comparison of the environmental effects of manure- and crop-based agricultural biogas plants using life cycle analysis, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 6, pp 60-66, 2015.
 19. Huttunen, S., Manninen, K., and Leskinen, P., Combining biogas LCA reviews with stakeholder interviews to analyse life cycle impacts at a practical level, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 80, pp 5-16, 2014.
 20. Russo, V., and Von Blotnitz, H. Potentialities of biogas installation in South African meat value chain for environmental impacts reduction, *Journal of Cleaner Production*, 2016.
 21. Van Stappen, F., Mathot, M., Decruyenaere, V., Lories, A., Delcour, A., Planchon, V., Stilmant, D., Consequential environmental life cycle assessment of a farm-scale biogas plant, *Journal of environmental management*, Vol. 175, pp 20-32, 2016.
 22. Cherubini, E., Zanghelini, G. M., Alvarenga, R. A. F., Franco, D., and Soares, S. R., Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 87, pp 68-77, 2015.
 23. Chouinard-Dussault, P., Bradt, L., Ponce-Ortega, J. M., & El-Halwagi, M. M., Incorporation of process integration into life cycle analysis for the production of biofuels. *Clean Technologies and Environmental Policy*, Vol. 13. Issue 5, pp 673-685, 2011.
 24. ISO, 2006. International Standardization Organization. *Environmental Management - Life Cycle Assessment -Requirements and Guidelines*, ISO 14044.
 25. IPCC, 2006a. Intergovernmental Panel on Climate Change. *Emissions From Livestock and Manure Management*, Chapter 10.
 26. Boulamanti, A. K., Maglio, S. D., Giuntoli, J., and Agostini, A., Influence of different practices on biogas sustainability, *Biomass and bioenergy*, Vol. 53, pp 149-161, 2013.
 27. Whiting, A., and Azapagic, A., Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion. *Energy*, Vol. 70, pp 181-193, 2014.
 28. Dahlin, J., Herbes, C., and Nelles, M., Biogas digestate marketing: Qualitative insights into the supply side. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 104, pp 152-161, 2015.
 29. IPCC 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group I: The Physical Science Basis. *Direct Global Warming Potentials*, available at: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html (accessed: 10.07.17).

30. IPCC 2006b. Intergovernmental Panel on Climate Change. N₂O Emissions From Managed Soils, and CO₂ Emissions From Lime and Urea Application, Chapter 11.
31. Hartmann, J. K., Life-cycle-assessment of industrial scale biogas plants. PhD. Thesis, Agricultural Sciences Faculty, Niedersächsische Staats-und Universitätsbibliothek Göttingen, 2006.
32. Uusitalo, V., Havukainen, J., Kapustina, V., Soukka, R., and Horttanainen, M., Greenhouse gas emissions of biomethane for transport: uncertainties and allocation methods. *Energy & fuels*, Vol. 28, Issue 3, pp 1901-1910, 2014.
33. Hajjaji, N., Martinez, S., Trably, E., Steyer, J. P., and Helias, A., Life cycle assessment of hydrogen production from biogas reforming, *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 41, Issue 14, pp 6064-6075, 2016.
34. Poesch, M., Ward, S., and Owende, P., Prospects for expanded utilization of biogas in Germany, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 14, pp 1782–1797, 2010.
35. Poeschl, M., Ward, S., and Owende, P., Environmental impacts of biogas deployment–Part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 24, pp 168-183, 2012.
36. Salomon, K. R., and Lora, E. E. S., Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 33, Issue 9, pp 1101-1107, 2009.
37. Dressler, D., Loewen, A., and Nelles, M., Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: impact of regional factors on biogas production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 17, issue 9, pp 1104-1115, 2012.
38. Agostini, A., Battini, F., Giuntoli, J., Tabaglio, V., Padella, M., Baxter, D., Amaducci, S., Environmentally sustainable biogas? The key role of manure co-digestion with energy crops. *Energies*, Vol. 8. Issue 6, pp 5234-5265, 2015.
39. Zhang, S., Bi, X. T., and Clift, R., Life cycle analysis of a biogas-centred integrated dairy farm-greenhouse system in British Columbia. *Process Safety and Environmental Protection*, Vol. 93, pp 18-30, 2015.
40. Swedish Gas Technology Centre: Basic Data on Biogas. Print: Serviceförvaltningen i Lunds kommun, Lund, 2012. ISBN: 978-91-85207-10-7, available at: <http://www.sgc.se/ckfinder/userfiles/files/BasicDataonBiogas2012.pdf> (accessed: 10.10.17).
41. Esparta, A. R. J., Brazil Mapping Report Part 2 – Biogas and Biomethane Technical Assistance to the Low Carbon Business Action in Brazil. Service Contract for European Union External Actions, europeAid/136478/DH/SER/B, 2016.
42. Caseta, M. C., Zootecnista Sócio/Diretor Contatto Consultoria Ltd, available at: <https://consultoriacontatto.com.br/artigos/situacao-do-brasil-frente-pecuaria-de-corte-nacional-parte-iii/> (accessed: 20.04.17).
43. Manso, K. R. J., and Ferreira, O. M., Confinamento De Bovinos: Estudo Do Gerenciamento Dos Resíduos. Universidade Católica de Goiás – Departamento de Engenharia – Engenharia Ambiental, 2007, available at: <http://newsprime.com.br/abccriadores/images/upload/confinamento%20de%20bovinos.pdf> (accessed: 15.10.17).
44. Hijazi, O., Munro, S., Zerhusen, B., and Effenberger, M., Review of life cycle assessment for biogas production in Europe, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 54, pp 1291–1300, 2016.
45. Kaushika, S. C., Reddy, V. S., and Tyagib, S.K., Energy and exergy analyses of thermal power plants: A review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 15, pp 1857–1872, 2011.
46. Kurkiya, R., and Schaudhary, H., Energy Analysis of Thermal Power Plant, *International Journal of Scientific & Engineering Research*, Vol. 3, Issue 7, pp 1-7, 2012.

ANEXO VI

Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems, Palermo, 30.9.-4.10.2018

SDEWES2018.0140**A Comparative Life Cycle Assessment of Biogas Production Based on Pig and Cattle Manure**

T. Alvarez Lopes*, A.M. Naranjo Herrera, E.M. Mano Esteves, V.P. Peçanha Esteves, C. Morgado

Federal University of Rio de Janeiro, Brazil (*Talvarezlopes@gmail.com)

Abstract

The main problem associated with livestock breeding is high rates of methane emissions. The large volume of manure generated needs adequate disposal, making Brazil a potential producer of biogas. This article reports a comparative life cycle assessment of biogas production from pig and cattle manure to assess their respective contributions to greenhouse gas (GHG) emissions. The boundaries included the finishing, manure management and anaerobic digestion (AD) phases. The method included consultation of Intergovernmental Panel on Climate Change reports and application of SimaPro 8.0 software. We found that making biogas from pig manure has higher emissions than from cattle manure, in all stages evaluated: 2.3 times higher in manure management, 1.6 times higher in finishing phase and 1.08 times higher in AD processing. The manure biogas final impact from cattle is half of that from pig manure, because of differences in allocation factors. By using manure as substrate for biogas production, it ceases to be a livestock residue and becomes a product, whose use reduces GHG emissions.

KEYWORDS

Life cycle assessment (LCA); Biogas; Manure; Livestock; Greenhouse gas (GHG) emissions.

INTRODUCTION

Recent decades have been marked by increasing concern with the environmental impacts and depletion of fossil fuels, prompting interest in renewable energy sources [1]. Renewable energies (RE) currently represent 14% of global energy supply, of which 73% is bioenergy produced from biomass [2].

Biogas is a source of bio-energy produced from different types of biomass: energy crops, organic residues of municipal solid waste, agricultural residues, and sewage [3]. It is composed mainly of methane (CH₄), carbon dioxide (CO₂), water (H₂O), nitrogen (N₂), hydrogen (H₂) and hydrogen sulfide (H₂S) [4, 5]. Biogas has several applications: it can be burned near the site of its production to produce heat (boilers to generate steam) or electricity (CHP plants), or after a purification process (biomethanization), it can be used as a substitute for natural gas in the grid or as transport fuel (vehicular natural gas) [6, 7].

Anaerobic digestion (AD) is a technically feasible and economically suitable method to produce biogas from biomass [8]. The interest in anaerobic digestion (AD) technology for biogas production has grown rapidly since the 1970s oil crisis, which induced research into alternative energy sources [9].

In an AD plant, animal manure can be used beneficially as a feedstock to reduce the environmental impacts of this material that is generated in large volume by the livestock sector. In particular, it has the capacity to emit significant amounts of methane into the atmosphere. In agropastoral systems, livestock is responsible for 18% of global carbon dioxide equivalent emissions, mainly due to enteric fermentation and manure management [10, 11]. Thus the use of manure for biogas production, besides being a way to generate renewable energy, is an alternative to mitigate GHG emissions from the livestock sector [7].

The Brazilian livestock sector is a reference in the world. The country is the leading producer and exporter of beef and the third largest producer and exporter of pork [12]. In recent decades, there has been a significant expansion of cattle and pig production [12, 13] (Figure 1).

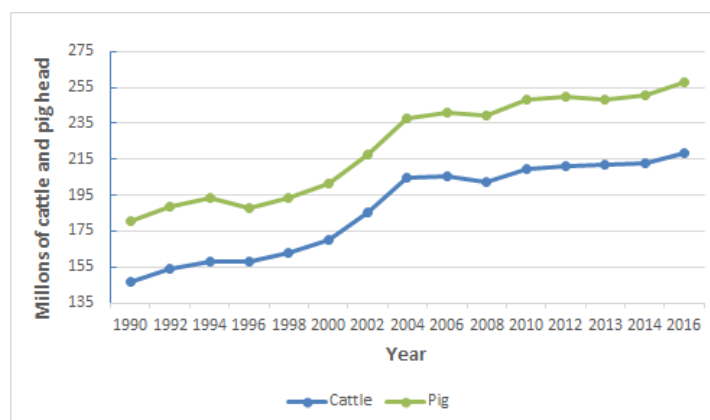


Figure 1. Cattle and pig herd evolution in Brazil.
Source: [13].

The Brazilian Midwest is the region that presented the greatest growth of bovine and swine herds between 1990 and 2016. The pasture areas in this region decreased by 7% between 1975 and 2006 [14], which shows a trend of cattle breeding in confinement (intensive) instead of using extensive pasture [15]. This trend is fundamental to produce biogas from cattle manure, since in confined systems all the manure produced is disposed of in the same area, making its collection economically viable [8].

Several studies have applied life cycle assessment of biogas production from animal manure (cattle and pig, separately or together). They have based their analysis on decentralized small farms at specific sites, focusing primarily on: (a) impact assessment, hot spots, and environmental performance over the life cycle [7, 16]; (b) the expected benefits from reduction of non-renewable energy consumption and the environmental impacts (GHG emissions) [17, 18]; and (c) comparing the impact of biogas production with impacts of other standard manure management practices to determine whether the current use of AD plants has positive or negative net impacts [19].

In Brazil, only Cherubini et al. [20] and Herrera et al. [8] performed life cycle assessment (LCA) of biogas production based on pig and cattle manure feedstock respectively. However, the two studies have different boundary systems. Considering the farm-scale impact of cattle and pig production in Brazil, the goal of this study is to perform a comparative regional life cycle assessment of bovine and swine manure biogas production, to assess its contribution to GHG emissions.

METHODOLOGY

Among all the environmental impact categories that can be used in an LCA study, the emission of greenhouse gases (GHG) is one of the most appropriate to evaluate the overall effects caused to nature and consequently to human health [21]. The aim of this study was to perform a comparative analysis regarding the GHG emission of one cubic meter of biogas produced from cattle and pig manure, in the Brazilian Midwest.

The boundaries of the study included stages of animal finishing, manure management (pit storage below confinement area) and anaerobic digestion (AD) (Figure 2).

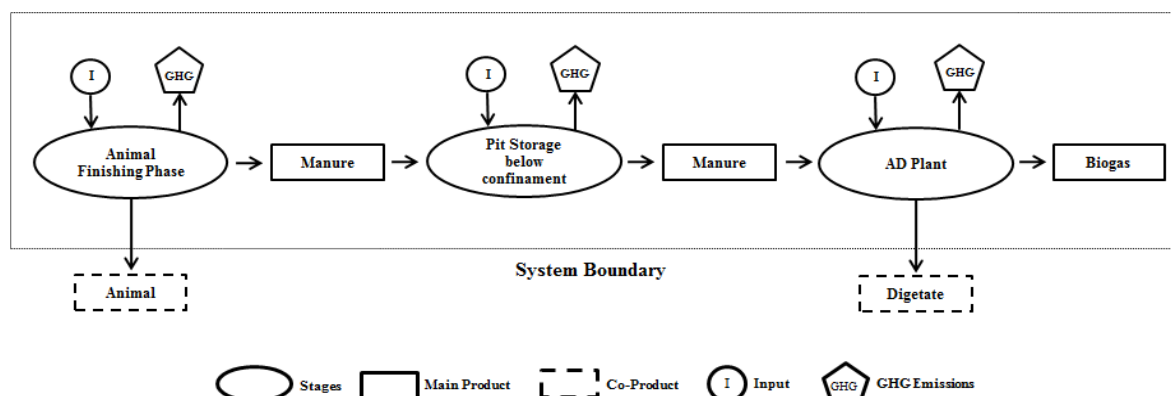


Figure 2. The life cycle of biogas production from manure.

In this system, transportation was not included since it is carried out by ducts, which connect the animal confinement bays to the AD plant.

Finishing phase emissions (animal supply and enteric fermentation) were included in the LCA calculation since the use of manure as a feedstock in biogas and biofertilizer production adds value to it. Thus, manure ceases to be a residue of the livestock chain and becomes one of the products.

Animal supply, such as feed, water, and electricity, were the inputs from finishing phase. The values of feed and water consumption were obtained from local data, while electricity consumption was obtained from a case study in South Africa [16], which has similar weather conditions as Brazil.

Since Brazil does not have a primary LCA database, some existing processes from the ecoinvent database were used and adapted to Brazilian reality. Regarding feed, it was considered a Brazilian premix composed of soybean and maize plus other nutrients. For water, it was used a process of well water abstraction, since this is a common practice adopted in Brazilian livestock systems. For electricity data, adopted in the finishing phase and AD plant, the Brazilian energy mix was used, which consists of hydro (62.0%), biomass (9.9%), natural gas (8.8%), wind (8.7%), fuel oil (7.2%) and coal (3.4%) [22].

The anaerobic digestion plant uses manure and electricity to generate biogas and digestate. Corresponding data for one cubic meter of biogas were obtained from [23], and are detailed in the Results section.

The emissions were quantified in accordance with ISO method [24], using data from the Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [25, 26], for enteric fermentation and manure management; and the IPCC 2013 GWP method, applying the SimaPro 8.0 software, for animal supply and AD plant inputs.

Method to calculate GHG emissions due to enteric fermentation

For pig enteric fermentation calculation, the IPCC recommends the use of Tier 1, which presents a default value according to country classification, as emission inventory method. This value is expressed in kilograms of CH₄ per animal per year. For cattle enteric fermentation calculation, Tier 2 is recommended for developing countries. Equations 1 to 5 are used to calculate the cattle enteric fermentation emissions.

The methane emission for a livestock category from enteric fermentation ($EF_{CH_4(ef)}$), expressed in kilograms of CO₂ per animal per year, is obtained by applying Equation 1.

$$E_{CH_4(ef)} = \left[\left(GE \times \frac{Y_m}{100} \times 365 \right) / 55.65 \right] \times 25 \quad (1)$$

Where:

$E_{CH_4(ef)}$ is the methane emission from enteric fermentation, in kg CO₂eq head⁻¹ y⁻¹

GE is the gross energy intake, in MJ head⁻¹ day⁻¹

Y_m is the methane conversion factor, in percent of the gross energy in feed converted to methane.

Factor 365 is the number of days in a year

The factor 55.65 (MJ/kg CH₄) is the energy content of methane

Factor 25 is the global warming potential (GWP) for 100 years of CH₄ according to IPCC [27], used to convert the emissions value into kilograms of carbon dioxide equivalent.

Tier 2 emissions require feed intake, which is expressed in terms of gross energy (GE). This work considered animals confined to small areas, which results in very little energy expended to acquire feed. Besides this, the energy demand for animal supply is low, because of the location in a tropical zone. The GE requirement, expressed in megajoules per day, is derived from the summed net energy requirements and the energy availability characteristics of the feed(s) (Eq. 2).

$$GE = \left[\frac{NE_m + NE_{work}}{REM} \right] / \left[\frac{DE\%}{100} \right] \quad (2)$$

Where:

GE is the gross energy intake, in MJ head⁻¹ day⁻¹.

NE_m is the net energy required by the animal for maintenance, in MJ head⁻¹ day⁻¹.

NE_{work} is the net energy for work, in MJ head⁻¹ day⁻¹.

REM is the ratio of net energy available in feed for maintenance to digestible energy consumed.

$DE\%$ is the digestible energy, expressed as a percentage of gross energy.

The net energy required by the animal for maintenance (NE_m), expressed in megajoules per day, refers to the amount of energy needed to keep animals in equilibrium, according to Equation 3.

$$NE_m = Cfi \times (Weight)^{0.75} \quad (3)$$

Where:

NE_m is the net energy required by the animal for maintenance, in MJ day⁻¹

Cfi is a coefficient that varies for each animal category, in MJ day⁻¹ kg⁻¹.

$Weight$ is the live weight of animal, in kg.

The net energy for work (NE_{work}), expressed in megajoules per day, is used to estimate the energy required for draft power for cattle, according to Equation 4.

$$NE_{work} = 0.10 \times NE_m \times hours \quad (4)$$

Where:

NE_{work} is the net energy for work, in MJ day⁻¹.

NE_m is the net energy required by the animal for maintenance, in MJ day⁻¹.

$hours$ is the number of hours of work day⁻¹.

The ratio of net energy available in feed for maintenance to digestible energy consumed (REM) is estimated using Equation 5.

$$REM = \left[1.123 - (4.092 \times 10^{-3} \times DE\%) + (1.126 \times 10^{-5} \times (DE\%)^2) - \left(\frac{25.4}{DE\%} \right) \right] \quad (5)$$

Where:

$DE\%$ is the digestible energy, expressed as a percentage of gross energy.

Method to calculate GHG emissions due to manure management

The IPCC recommends the use of Tier 2 for calculation of GHG emissions due to manure management for both (pig and cattle). According to IPCC [25], manure management results in nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) emissions. This method was used to determine emissions from pit storage below animal confinement areas. For all calculations, it was considered an average temperature of 28 °C, which is typical of Latin American countries.

There are two N₂O emissions from manure management: direct and indirect. The direct emissions ($Ed_{N_2O(mm)}$) were calculated based on Equation 6.

$$Ed_{N_2O(mm)} = [(N_{ex} \times MS) \times EF_3] \times \frac{44}{28} \times 298 \quad (6)$$

Where:

$E_{d\ N_2O\ (mm)}$ is the direct N_2O emissions from manure management, in $kg\ CO_2eq\ [animal]^{-1}\ y^{-1}$.

N_{ex} is the annual average N excretion per head, in $kg\ N\ [animal]^{-1}\ y^{-1}$.

MS is the fraction of total annual nitrogen excretion.

EF_3 is the emission factor for direct N_2O emissions from manure management system, in $kg\ N_2O-N/kg\ N$ (varies according to the manure management system and local temperature).

44/28 is the rate of N_2O and N_2 molecular masses, used for conversion of N_2O-N emissions into N_2O emissions.

Factor 298 is the global warming potential (GWP) for 100 years of N_2O , according to IPCC [26], used to convert emission results into kilograms of carbon dioxide equivalent.

Annual average N excretion (N_{ex}) is calculated based on Equation 7.

$$N_{ex} = N_{rate} \times \frac{TAM}{1000} \times 365 \quad (7)$$

Where:

N_{ex} is the annual average N excretion per head, in $kg\ N\ [animal]^{-1}\ y^{-1}$.

N_{rate} is the default N excretion rate, in $kg\ N\ [1000\ kg\ animal\ mass]^{-1}\ day^{-1}$.

TAM is the typical animal mass, in $kg\ [animal]^{-1}$.

Based on Tier 1, the indirect N_2O emissions ($E_{i\ N_2O\ (mm)}$) are due to volatilization of manure, according to Equation 8.

$$E_{i\ N_2O\ (mm)} = \left[(N_{ex} \times MS) \times \frac{Frac_{gasMS}}{100} \right] \times EF_4 \times \frac{44}{28} \times 298 \quad (8)$$

Where:

$E_{i\ N_2O\ (mm)}$ is the indirect N_2O emissions from manure management, in $kg\ CO_2eq\ [animal]^{-1}\ y^{-1}$.

N_{ex} is the annual average N excretion per head, in $kg\ N\ [animal]^{-1}\ y^{-1}$.

MS is the fraction of total annual nitrogen excretion.

$Frac_{gasMS}$ is the percentage of managed manure nitrogen that volatilizes as NH_3 and NO_x .

EF_4 is the emission factor for N_2O emissions from atmospheric deposition of nitrogen on soil and water surfaces, in $kg\ N_2O-N\ (kg\ NH_3-N + NO_x-N\ volatilized)^{-1}$.

44/28 is the conversion factor for (N_2O-N) (mm) emissions to N_2O (mm) emissions.

Factor 298 is the global warming potential (GWP) for 100 years of N_2O , according to IPCC [30], used to convert emission results into kilograms of carbon dioxide equivalent.

The methane emission for a livestock category from manure management ($EF_{CH_4\ (mm)}$), expressed in kilograms of CO_2 per animal per year, is obtained by applying Equation 9.

$$E_{CH_4\ (mm)} = (VS \times D) \times \left(B_0 \times 0.67 \times \frac{MCF}{100} \right) \times 25 \quad (9)$$

Where:

$E_{CH_4\ (mm)}$ is the methane emission from manure management.

VS is the daily volatile solid excreted, measured in $kg\ dry\ matter\ [animal]^{-1}\ day^{-1}$.

D is the basis for calculating VS production from confined animals, expressed in days per year (varies according to the manure management system and the local temperature).

B_0 is the maximum methane production capacity for manure, default value, expressed in $m^3\ CH_4\ kg^{-1}$ of VS excreted.

0.67 is the conversion factor from m^3 of CH_4 to kilograms of CH_4 .

MCF is the methane conversion factor for the manure management system.

Factor 25 is the global warming potential (GWP) for 100 years of CH_4 according to IPCC [27], used to convert the emissions result into kilograms of carbon dioxide equivalent.

Method to calculate volatile solid for the functional unit

The IPCC method defines the volatile solids (VS) unit in kilograms per head per day. Since the functional unit defined in this study is one cubic meter of biogas, it was necessary to convert kilograms per head per day into kilograms per cubic meter.

Equation 10, from Cherubini et al. [20], presents the calculation of volatile solids in kilograms per cubic meter.

$$VS = (B_{CH_4} \times B) / B_0 \quad (10)$$

Where:

VS is the volatile solids excreted to produce 1 cubic meter, in kg.

B is the biogas produced in the biodigester, in m³.

B_{CH₄} is the CH₄ content in biogas composition, in m³ of CH₄ / m³ of biogas.

B₀ is the maximum methane production capacity for manure, default value, expressed in m³ CH₄ kg⁻¹ of VS excreted.

Allocation method

According to ISO [24], if the process presents several outputs it is necessary to determine the emissions associated with each product. Thus, ISO recommends avoiding allocation using sub-process division or system expansion. Sub-process division consists of reorganizing elementary processes into sub-processes for each of the products. System expansion, in turn, expands the system boundaries in order to include in the inventory all inputs and outputs related to co-products. In this approach, the products are considered as avoided products, which means that the emissions generated in the production of the same amount of these products in an alternative production process are discounted from total emissions.

In this study, there are two multi-output processes: animal finishing and anaerobic digestion. Manure was considered a value-added sub-product of the finishing phase. In an AD plant, besides biogas, digestate is produced, which is widely used as an organic fertilizer for crops due to its high nutrient content [28].

In both cases, it is not possible to separate the production of the main product from the co-product into two independent sub-processes. The only way to produce manure is from animal activity, and in the same way, it is only possible to produce digestate from anaerobic digestion of manure. Thus, neither sub-process division nor system expansion can be used, so an allocation method was applied to distribute emissions between manure and animal, and between biogas and digestate.

There are three allocation approaches: allocation by mass, by market value and by energy content. While the mass allocation consists of a pure division of the mass between the products, market value and energy content allocations include multiplication of the mass of each product by the corresponding market value and energy content.

The economic allocation was adopted in this work, since it appears to be more suitable than energy allocation, because of the large consumer market involved and the real potential for use of animal and digestate. Energy allocation, in turn, is not the most appropriate method, because animal and digestate are not products normally used for energy production [29].

RESULTS

In order to calculate the inputs needed to produce one cubic meter of biogas, it is necessary to determine the number of head required to meet this functional unit. Initially, the volatile solids per cubic meter were calculated based on Equation 10, applying the values presented in Table 1.

Table 1. Calculation of volatile solids per cubic meter for cattle and pig manure.

	Unit	Cattle	Pig
Biogas (B)	m ³	1	1
Methane content in biogas (B _{CH₄})	m ³ / m ³	0.55 ^{a,b}	0.6 ^{a,c}
B ₀ *	m ³ CH ₄ / kg	0.1	0.29
Volatile Solids (VS)	kg/m ³	5.50	2.07

^a [30]; ^b [6]; ^c [31].

* Standard values of maximum methane production capacity for developed countries, obtained from [25].

The results found were close to those presented in the literature: 6.6 and 2.2, respectively, for cattle and pig [6, 31].

Next, the volatile solids in kilograms per head per day were calculated, which was obtained by multiplying the volatile solids percentage present in manure [16] by the amount of manure generated per animal per day, obtained from primary data (6% of live weight for both animals - Table 2).

Table 2. Calculation of volatile solids per head per day.

	Unit	Cattle	Pig
Animal Weight	kg	450	100
Manure	kg head ⁻¹ day ⁻¹	27	6
Volatile Solids (VS)	%	8*	10*
Volatile Solids (VS)	kg head ⁻¹ day ⁻¹	2.16	0.6

* Russo and Blotnitz (2017).

The number of head necessary to fill the functional unit was obtained from the ratio between the kilograms of VS per cubic meter and kilograms of VS per head per day, obtaining 2.55 and 3.45 head of cattle and pig, respectively.

Finishing phase

According to primary data, a 100 kg pig consumes approximately 6.3 liters of water per day while a 450 kg cattle consumes 44 liters. The water wastage from drinking fountains and water from bay washing were not considered since their values are not significant when compared to the animal consumption. The feed per day for one head of cattle and for a pig, obtained from primary data, is 5.77 and 2.57 kg, respectively. The electricity consumption was obtained from Russo and Blotnitz [16] whose study determined the consumption of 0.145 and 0.236 kWh/head/day for cattle and pig, respectively.

Considering the functional unit of this study, all the inputs were multiplied by the number of head necessary to generate 1 m³ of biogas. Table 3 shows the inputs (feed, water, and electricity) and outputs (animal live weight and manure) of the finishing phase.

Table 3. Finishing phase inputs and outputs to produce one m³ of biogas

		Unit	Cattle	Pig
Input				
	Feed	kg/m ³	14.709	8.88
	Water	L/m ³	112.196	21.77
	Electricity	KJ/m ³	1329.167	8.88
Output				
	Animal	head/m ³	2.546	3.45
	Manure	kg/m ³	68.750	20.69

Although the cattle manure efficiency is 3.32 times lower than pig manure, fewer head of cattle are needed to meet the demand for one cubic meter of biogas produced, due to animal size. The cattle live weight at the end of life is 4.5 times greater than a pig, so a cattle produces 4.5 times more manure.

For emissions calculation related to the finishing phases inputs, it was used the IPCC method in the Simapro 8.0 software, resulting in 12.53 and 2.97 kg CO₂eq./m³ for cattle and pig, respectively.

The finishing phase should also consider emissions from enteric fermentation, in which pollutant gases, mainly methane, from breathing and rumination are emitted.

The pig enteric fermentation emission is based on the default value of 1.0 kg CH₄ [animal]⁻¹ y⁻¹, which is the value for developing countries, according to Tier 1. To convert the emissions result into kilograms of carbon dioxide equivalent, it was used the factor 25 [27].

For cattle emissions calculation, IPCC [27] recommends Tier 2 use. The calculations were based on Equation 1, where methane conversion factor (Y_m) is 3.0% for feedlot cattle.

The gross energy (GE), obtained from Equation 2, was calculated based on the net energy required for animal maintenance (NE_m), net energy for work (NE_{work}), ratio of the net energy available in feed for maintenance to digestible energy consumed (REM) and digestible energy, expressed as a percentage of gross energy (DE%). Applying Equation 3 for net energy for maintenance, since this study considered only cattle under confinement system, the coefficient used was 0.322 MJ day⁻¹ kg⁻¹. The average live weight of one head of cattle considered was 450 kg head⁻¹, as presented in Table 2.

To calculate net energy for work (NE_{work}) it was used Equation 4, applying NE_m , obtained from Equation 3, and considering a work period of 20 hours per day for finishing adult cattle.

For REM calculation, it was applied Equation 5, considering a digestible energy percentage (DE%) of 75%, which is the percentage adopted for cattle in feedlot systems.

Table 4 presents the factors used to calculate the enteric fermentation emissions (last column) for cattle and pig, expressed in kilograms of CO₂ equivalent per m³ of biogas produced, considering the number of head needed to meet the functional unit.

Table 4. Factors used to calculate enteric fermentation emissions.

	NE_m (MJ head ⁻¹ day ⁻¹)	NE_{work}	REM	GE	$E_{CH4(ef)}$ (kg CO ₂ eq m ⁻³)
Cattle (450 kg)	31.46	62.92	0.54	232.708	7.98
Pig (100 kg)	-	-	-	-	0.24

NE_m : Energy Required for Animal Maintenance; NE_{work} : Net Energy for Work; REM: Ratio of Net Energy Available in Feed for Maintenance to Digestible Energy Consumed; GE: Gross Energy; $E_{CH4(ef)}$: Methane Emission for a Livestock Category from Enteric Fermentation.

Manure management

The manure management method adopted in this study was pit storage below animal confinement areas. The calculation of GHG emissions regarding this stage is the associated nitrogen (direct and indirect) and methane emissions.

The calculations of direct N₂O emissions (Table 6) from manure management were obtained from Equation 6, in which the fraction of total annual nitrogen excretion (MS) used was 1% for Latin America and EF3 used was 0.002, for cattle and pig. The Nex term was obtained from Equation 7, applying N_{rate} and TAM values, according to Table 5.

Table 5. Calculation of annual average N excretion per head (Nex), in kg N [animal]⁻¹ y⁻¹.

	N_{rate} (kg N [1000 kg animal mass] ⁻¹ day ⁻¹)	TAM (kg)	Nex (kg N [animal] ⁻¹ y ⁻¹)
Cattle	0.36	450	59.13
Pig	1.57	100	57.31

Indirect N₂O emissions from manure management were calculated, from Equation 8, using MS of 1% and EF₄ of 0.01, for both animals, and Frac_{GasMS} of 28% and 25% for cattle and pig respectively. [26]. The Nex value was based on equation 7 and is presented in Table 5.

Methane emissions from manure management were obtained by applying equation 9, where the volatile solid (VS) values are 2.16 and 0.6, respectively, for cattle and pig (according to Table 2); maximum methane production capacity (Bo) is 0.1 and 0.29 respectively for cattle and pig; and the methane conversion factor (MCF) is 80% for both animals (Table 6).

Table 6. Emissions from manure management in kg CO₂eq per m³

	CH ₄	N ₂ O (direct)	N ₂ O (indirect)
Cattle	7.37	3.86E-03	5.41E-03
Pig	8.04	5.07E-03	6.34E-03

Anaerobic digestion (AD) plant

In order to calculate the total of each input and output in the AD plant, it was used the relation between the quantity of manure needed to produce one m³ of biogas and the electricity needed to process the manure, obtained from Whiting and Azapagic [23]. It was also considered the relation between the manure and the amount of digested generated from it, which was obtained from [23, 28].

Heat is a key feature of the anaerobic digestion process, and it is associated with the degradation process of the raw material by anaerobic bacteria to produce biogas. The average temperature of the study region is 28 °C [25], and when added to the intrinsic heat from bacterial degradation process, it can easily reach the optimum temperature (between 35-42 °C) required to achieve optimal efficiency of the anaerobic digestion process [16, 32], without the need for heat supply from external sources. Therefore, the heat was not considered as an input in the AD plant process in this study. Table 7 presents the values of the inputs and outputs of the AD plant, standardized to one m³ of biogas produced.

Table 7. Inputs and outputs of the AD plant.

		Unit	Cattle	Pig
Input				
	Manure	kg	68.75	20.69
	Electricity	kJ	2261.25	680.50
Output				
	Biogas	m ³	1.00	1.00
	Digestate	kg	58.20.	17.52

At the AD plant, the emissions associated with electricity consumption were 0.174 and 0.0523 kg CO₂eq m⁻³ for cattle and pig manure processing, respectively. The intrinsic emissions from the AD plant process regard the losses associated with biogas leakage, which correspond to 1% of the biogas composition produced [33, 34]. The concentrations of the different substances in the biogas were obtained from [6, 32, 35, 36, 37, 38, 39, 40], as presented in Table 8.

Table 8. Biogas composition and biogas losses in AD plant, for cattle and pig manure.

Biogas Composition	Cattle		Pig	
	%	1% os losses (kg/m ³)	%	1% os losses (kg/m ³)
Methane	55% ^{d,a}	0.003608	58% ^{f,g}	0.003608

CO ₂	30% ^{b,c}	0.005940	32% ^{f,g}	0.006336
H ₂ O	3% ^{b,c}	0.000288	3% ^{g,h}	0.000288
Oxygen (O)	0.5% ^c	0.000067	0.1% ^{g,h}	0.000013
N ₂	2% ^{b,c}	0.000233	2.5% ^f	0.000291
Carbon Monoxide (CO)	0.1% ^e	0.000013	0.1% ^{g,h}	0.000013
Ammonium (NH ₃)	0.5% ^{d,e}	0.000035	-	-
Hydrogen (H ₂)	1% ^{d,e}	0.000009	0.71% ^f	0.000006
Hydrogen sulfide (H ₂ S)	1% ^{b,c}	0.000136	1% ^{g,h}	0.000136

a [6]; b [32]; c [35], d.[36];. [37]; f [38]; g [39]; h [40].

Allocation

This paper considered only the emissions related to manure needed in the biogas production process, so emissions from co-products (live animal and digestate) need to be deducted from the total impact of the process.

In the finishing phase process, besides live animals, manure is also produced. For each live animal, 6% of its weight correspond to the amount of manure produced. The finishing phase is performed in 180 and 105 days of confinement for cattle and pig respectively, in which cattle's initial weight is 234 kg and final weight is 450 kg while pig's initial weight is 23 kg and final weight is 118 kg. Thus, during this phase, cattle present a weight gain of 216 kg and 95 kg for cattle and pig respectively, and a total of 3714.12 kg and 448.38 kg manure generated for cattle and pig, respectively (Table 9).

The manure market value was obtained from [European Report], and corresponds to approximately 0.0058 € per kg of a generic manure.

Table 9. Market value allocation for manure production.

	Cattle		Pig	
	Manure	Live weight	Manure	Live weight
Mass (kg)	3714.12	216	448.38	95
Market Value (€/kg)	0.00578	2.139	0.00578	0.744
Market Allocation (%)	4.44	95.56	3.54	21.94

In the anaerobic digestion (AD) process, two products are obtained: biogas and digestate. The biogas mass was obtained from its density, which is 1.28 kilogram for each cubic meter (kg/m³) at 100 kPa [6] (Table 10), while the digestate mass was obtained from the ratio between digestate and manure produced [23]. Digestate contains solid and liquid parts, which represent 10% and 90% of the total mass, respectively [42, 17]. Since in Brazil only the solid portion of digestate is sold, it was considered 6.870 and 2.1 kilograms (10%) of total digestate mass for cattle and pig, respectively.

To obtain the biogas market value it was necessary to multiply the energy value (€ 53.82 / MWh) by the ratio of energy generated per cubic meter (0.005 MWh/ m³) [41] [43]. The value obtained (€ 0.247 m⁻³) was then divided by the density of biogas at 100 kPa (1.28 kg/m³), to generate a total of € 0.210er kilogram of biogas produced, which is the unit needed to perform the market allocation (Table 10).

The digestate market value was obtained from regional companies and varies from R\$ 0.13 to R\$ 0.15 per kilogram of digestate generated. This value was converted to euros, R\$ 4.10 / € 1.00, for data standardization, as presented in Table 10.

Table 10. Market value allocation for biogas production.

	Cattle	Pig
--	--------	-----

	Biogas	Solid Digestate	Biogas	Solid Digestate
Mass (kg)	1.280	5.820	1.280	1.8
Market Value (€/kg)	0.210	0.0366	0.210	0.0366
Market Allocation (%)	55.82	44.18	80.77	19.23

Accumulated allocation factor

Since the manure production (from finishing phase) and biogas production (AD plant) are in series, the allocation factors should be multiplied and thus the processes to produce manure should use accumulated allocation factors.

$$\text{AfaCattle} = 4.44\% \times 55.82\% = 2.48\%$$

$$\text{AfaPig} = 3.54\% \times 80.77\% = 2.86\%$$

Thus, for the finishing phase, emissions were calculated considering the cumulative allocation factors of 2.48% and 2.86% for cattle and pig respectively.

DISCUSSION

As can be seen in Table 11, the results varied greatly when allocation is applied. In the system without allocation, the stage with the greatest environmental impact is the finishing phase, approximately 2%, for cattle system, and manure management, approximately 72%, for pig system.

At this stage, the animal feed was responsible for the largest and second largest contribution for pig and cattle systems emissions, respectively. Cattle have a feed consumption 1.65 times greater than pig consumption, due to the greater size of the animal (4.5 times greater). The emissions were 1.67 times higher for cattle than for pig. This small variation between inputs and emissions is related to the difference in feed composition.

The greatest discrepancy in the analyses was observed in the enteric fermentation emissions: cattle emissions were approximately 34 times higher than pig emissions since cattle are ruminants.

Comparing the consumption and the respective electricity emissions in the finishing phase, a low demand for the two animals is observed. Although low, 3.4 pig consume 2.2 more electricity than 2.5 cattle, due to the care that pig needs during rearing, since this animal has more delicate health.

In relation to water, cattle consume about 5.15 times more water than a pig, which is directly related to the animal size. The emissions associated with electricity and water have different impact contributions, but both have low environmental impact per cubic meter of biogas produced ($<1 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3$) when compared to feed and enteric fermentation for cattle system. Regarding pig system, besides water and electricity, enteric fermentation has a low environmental impact ($<1 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3$) since pig is not a ruminant animal.

Table 11. Emissions by the phase of biogas production process.

		Emissions (kgCO_2/m^3)	% without allocation	Allocation Factor (%)	Allocated emissions (kgCO_2/m^3)	% with allocation
	Finishing Phase (FP)					
C A T T L E	Enteric Fermentation	7.986		2.4797%	0.198	
	Feed	4.460			0.111	
	Water	0.049			0.001	

E	Electricity	0.0401			0.001	
	Total Emission (FP)	12.534	62.068		0.311	6.776
	Manure Management	7.379	36.541	55.82%	4.119	89.805
	AD plant	0.281	1.391		0.157	3.420
	TOTAL	20.195			4.587	100

		Emissions (kgCO ₂ /m ³)	% without allocation	Allocation Factor (%)	Allocated emissions (kgCO ₂ /m ³)	% with allocation
	Finishing Phase (FP)					
P I G	Enteric Fermentation	0.236		2.858%	0.00675	
	Feed	2.660			0.07602	
	Water	0.007			0.00020	
	Electricity	0.065			0.00187	
	Total Emission (FP)	2.969	26.540		0.08484	1.262
	Manure Management	8.051	71.982	80.77%	6.50283	96.751
	AD plant	0.165	1.478		0.13351	1.986
	TOTAL	11.185			6.72118	100

In the results, no significant difference was observed between cattle and pig manure management emissions. The emissions are directly related to the methane amount emitted during manure storage since nitrous oxide emissions are not significant. The methane amount present in pig biogas is 1.09 times greater than in cattle biogas, so its emissions are also 9% greater. Besides this, by analyzing Equation 9, it can be observed that cattle need 3.6 times more kilograms of VS than pig per cubic meter of biogas, and pig have a maximum methane production capacity 2.9 times higher than cattle. Regarding the whole process, the manure management stage has the second greatest impact for cattle system, 36.54%, and first greatest for pig system, 71.98%. The significant difference regarding their impact contribution is due to the finishing phase contribution to the process, especially because of enteric fermentation.

In the AD plant stage, the difference in emission values, although small, is related to two aspects: the manure amount required to produce one cubic meter of biogas and its composition, since 1% the biogas produced is lost in the process. As the efficiency of pig manure is greater, 3.32 times more cattle waste is needed to generate one m³ of biogas, so more electricity is necessary for the process.

The impact apportionment between the live animal and manure shows that manure is a byproduct of the livestock chain because, although the great amount of manure generated, it has a negligible market value. Therefore, manure allocation is only 4.44% e 3.54% for cattle and pig respectively. When not associated with the biogas production chain, manure is considered as a residue of livestock phase.

Considering allocation between biogas and solid digestate, the differences are related almost exclusively to the amount of digestate generated from the AD process using cattle and pig manure as substrates, since the apportioning was based in the functional unit (1m³ of biogas).

When allocating emissions, there is a change in the impact contribution of each step. In the FP stage, the contributions of cattle and pig manure declined by 89% and 95%, respectively. Thus, this step ceases to be the main contributor to the biogas system and becomes the second for cattle system, and ceases to be the second main contributor to become the least contributor for pig system. This occurs due to the low percentages of the allocation factor used in the finishing phase (2.48.% and 2.86%, for cattle and pig systems, respectively).

The manure management stage, after allocation, takes the leader position for cattle system and remains as the main contributor, with a higher percentage for pig system, due to the high allocations factors used (53.82% for cattle and 80.77% for pig).

Despite the high allocation value considered for the AD process, it is still responsible for a low emissions percentage in the system, due to its insignificant percentage (less than 2%) in the system without allocation.

CONCLUSIONS

Considering the farm-scale impact of cattle and pig production in Brazil, this article reports a comparative regional life cycle assessment of bovine and swine manure biogas production to assess its contribution to GHG emissions.

Although cattle manure is 3.32 times less efficient than pig manure, the former needs fewer animals to supply the demand for one cubic meter of biogas, because the amount of manure produced is related to the animal size.

The main difference between cattle and pig manure to produce biogas is related to enteric fermentation emissions, which lead to high GHG emissions for cattle, 34 times higher than for pig because the cattle are ruminants. Despite this, the final impact of cattle manure system was 1.46 times lower than pig manure system. This fact can be explained by the differences in the allocation factor considered since it is related to the amount of solid digestate produced.

Despite the high impact percentage, the enteric fermentation considered in the biogas production process had a small impact. This can be explained by the low market value of manure in relation to living animal, which allows classifying manure as a byproduct of the livestock chain.

Livestock activity is a large GHG emitter, especially because of enteric fermentation and manure management emissions. Thus, instead of discarding manure as a residue, it can be used to produce biogas, reducing GHG emissions from the livestock sector.

REFERENCES

1. Xie, S., Lawlor, P. G., Frost, J. P., Hu, Z., & Zhan, X. (2011). Effect of pig manure to grass silage ratio on methane production in batch anaerobic co-digestion of concentrated pig manure and grass silage. *Bioresource technology*, 102(10), 5728-5733.
2. Kummamuru, B. (2017). Project Officer, World Bioenergy Association (WBA), Global Bioenergy Statistics 2017.
3. Lijó, L., Lorenzo-Toja, Y., González-García, S., Bacenetti, J., Negri, M., & Moreira, M. T. (2017). Eco-efficiency assessment of farm-scale biogas plants. *Bioresource technology*, 237, 146-155.
4. Hajjaji, N., Martinez, S., Trably, E., Steyer, J. P., and Helias, A. (2016) Life cycle assessment of hydrogen production from biogas reforming, *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 41, Issue 14, pp 6064-6075.
5. Poeschl, M., Ward, S., and Owende, P. (2012a). Environmental impacts of biogas deployment—Part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 24, pp 168-183.
6. Boulamanti, A. K., Maglio, S. D., Giuntoli, J., & Agostini, A. (2013). Influence of different practices on biogas sustainability. *Biomass and Bioenergy*, 53, 149-161.
7. Lyng, K. A., Modahl, I. S., Møller, H., Morken, J., Briseid, T., & Hanssen, O. J. (2015). The BioValueChain model: a Norwegian model for calculating environmental impacts of biogas value chains. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(4), 490-502.

8. Herrera, A. M. N., Esteves, E. M. M. and Morgado, C. R. V. (2018). Life cycle assessment of biogas production based on cattle manure: a case study in Central Brazil. Published in 1st Latin American Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment System - SDEWES 2018.
9. Bond, T., and Templeton, M. R. (2011). History and future of domestic biogas plants in the developing world, *Energy for Sustainable Development*, Vol. 15, Issue 4, pp 347-354.
10. De Vries, Marion, and Imke JM de Boer. (2010). "Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments." *Livestock science* 128.1: 1-11.
11. Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. and de Haan, C. (2006). *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. [online] Available from: <http://www.europarl.europa.eu/climatechange/doc/FAO%20report%20executive%20summary.pdf>.
12. USDA, 2017. United States Department of Agriculture. Foreign Agricultural Service. *Livestock and Poultry: World Markets and Trade*, available at: https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry.pdf (accessed: 20.10.17).
13. IBGE, 2016a - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Produção da Pecuária Municipal, 2016*. <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/tabelas>. Acesso em: 09 de fev. 2018.
14. IBGE, 2016b. Brazilian Institute of Geography and Statistic (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). *Historical Series and Statistics (in Portuguese)*, available at: <http://serieestatisticas.ibge.gov.br> (accessed: 20.06.2017).
15. Esteves, V. P. P., Esteves, E. M. M., Bungenstab, D. J., Feijó, G. L. D., Araújo, O. D. Q. F., and Morgado, C. R. V., Assessment of greenhouse gases (GHG) emissions from the tallow biodiesel production chain including land use change (LUC). *Journal of Cleaner Production*, Vol. 151, pp 578-591, 2017.
16. Russo, V., & von Blottnitz, H. (2017). Potentialities of biogas installation in South African meat value chain for environmental impacts reduction. *Journal of Cleaner Production*, 153, 465-473.
17. Zhang, S., Bi, X. T., and Clift, R. (2015). Life cycle analysis of a biogas-centred integrated dairy farm-greenhouse system in British Columbia. *Process Safety and Environmental Protection*, Vol. 93, pp 18-30.
18. Hou, Jun, et al. (2017). "Greenhouse gas mitigation of rural household biogas systems in China: A life cycle assessment." *Energies*10.2: 239.
19. Vu, T. K. V., et al. (2015). "Life cycle assessment of biogas production in small-scale household digesters in Vietnam." *Asian-Australasian journal of animal sciences* 28.5: 716.
20. Cherubini, E., Zanghelini, G. M., Alvarenga, R. A. F., Franco, D., and Soares, S. R. (2015). Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 87, pp 68-77.
21. Chouinard-Dussault, P., Bradt, L., Ponce-Ortega, J. M., & El-Halwagi, M. M. (2011). Incorporation of process integration into life cycle analysis for the production of biofuels. *Clean Technologies and Environmental Policy*, Vol. 13. Issue 5, pp 673-685.
22. ANNEL, 2018. National Electric Energy Agency. <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm> [Accessed: 08.02.18]
23. Whiting, A., and Azapagic, A., Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion. *Energy*, Vol. 70, pp 181-193, 2014.
24. ISO, 2006. International Standardization Organization. *Environmental Management - Life Cycle Assessment -Requirements and Guidelines*, ISO 14044.
25. IPCC, 2006a. Intergovernmental Panel on Climate Change. *Emissions From Livestock and Manure Management*, Chapter 10.
26. IPCC, 2006b. Intergovernmental Panel on Climate Change. *N2O Emissions From Managed Soils, and CO₂ Emissions From Lime and Urea Application*, Chapter 11.
27. IPCC 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group I: *The Physical Science Basis. Direct Global Warming Potentials*, available at: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html (accessed: 10.07.17).
28. Van Stappen, F., Mathot, M., Decruyenaere, V., Lories, A., Delcour, A., Planchon, V., ... and Stilmant, D., Consequential environmental life cycle assessment of a farm-scale biogas plant, *Journal of environmental management*, Vol. 175, pp 20-32, 2016.
29. Uusitalo, V., Havukainen, J., Kapustina, V., Soukka, R., and Horttanainen, M. (2014). Greenhouse gas emissions of biomethane for transport: uncertainties and allocation methods. *Energy & fuels*, Vol. 28, Issue 3, pp 1901-1910.

30. Fuchsz, M., and Kohlheb, N. (2015). Comparison of the environmental effects of manure- and crop-based agricultural biogas plants using life cycle analysis, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 6, pp 60-66.
31. Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., and González-García, S., Anaerobic digestion of different feedstocks: Impact on energetic and environmental balances of biogas process, *Science of the Total Environment*, Vol. 463–464, pp 541–551, 2013.
32. Hijazi, O., Munro, S., Zerhusen, B., and Effenberger, M. (2016). Review of life cycle assessment for biogas production in Europe, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 54, pp 1291–1300.
33. Dressler, D., Loewen, A., and Nelles, M., Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: impact of regional factors on biogas production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 17, issue 9, pp 1104-1115, 201322.
34. Agostini, A., Battini, F., Giuntoli, J., Tabaglio, V., Padella, M., Baxter, D., ... & Amaducci, S. (2015). Environmentally sustainable biogas? The key role of manure co-digestion with energy crops. *Energies*, 8(6), 5234-5265.
35. Poesch, M., Ward, S., and Owende, P. (2010). Prospects for expanded utilization of biogas in Germany, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 14, pp 1782–1797.
36. Poeschl, M., Ward, S., and Owende, P. (2012a). Environmental impacts of biogas deployment–Part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 24, pp 168-183, 2012a.
37. Salomon, K. R., and Lora, E. E. S. (2009). Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 33, Issue 9, pp 1101-1107.
38. Jonsson, O., Polman, E., Jensen, J. K., Eklind, R., Schyl, H and Ivarsson, S. 2003 Sustainable gas enters the European gas distribution system. Danish gas technology centre. http://www.dgc.eu/sites/default/files/filarkiv/documents/C0301_sustainable_gas.pdf (Accessed 03/2017) relatorio
39. NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. Methane generation from human, animal and agricultural wastes. Washington, 1977. 131 p.
40. La Farge, B. de. *Le biogaz: procédés de fermentation méthanique*. Paris: Masson, 1995. 237p.
41. Swedish Gas Technology Centre: Basic Data on Biogas. Print: Serviceförvaltningen i Lunds kommun, Lund, 2012. ISBN: 978-91-85207-10-7, available at: <http://www.sgc.se/ckfinder/userfiles/files/BasicDataonBiogas2012.pdf> (accessed: 10.10.17).
42. Poesch, M., Ward, S., and Owende, P. (2012b). Environmental impacts of biogas deployment e Part II: life cycle assessment of multiple production and utilization pathways, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 24, pp 184-201.
43. Esparta, A. R. J. (2016). Brazil Mapping Report Part 2 – Biogas and Biomethane Technical Assistance to the Low Carbon Business Action in Brazil. Service Contract for European Union External Actions, europeAid/136478/DH/SER/B.